

國立臺灣大學生物資源暨農學院農業化學系

碩士論文

Department of Agricultural Chemistry
College of Bio-resources and Agriculture
National Taiwan University
Master Thesis

不同施肥管理對土壤有機質含量及組成之影響
Effects of fertilization management on the soil organic
matter content and composition



Wei-Sheng Wei

指導教授：鍾仁賜 博士

Advisor: Ren-Shih Chung, Ph.D.

中華民國 98 年 7 月

July, 2009

國立臺灣大學碩士學位論文
口試委員會審定書

不同施肥管理對土壤有機質含量及組成之影響

Effects of fertilization management on the soil
organic matter content and composition

本論文係魏偉勝君 (R96623013) 在國立臺灣大學農業化學系、所完成之碩士學位論文，於民國 98 年 7 月 28 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

鍾仁賜

(簽名)

(指導教授)

陳煥

陳建德

黃裕銘

李進峰

系主任、所長

李進峰

(簽名)

謝誌

歷經了諸多挑戰與失敗後，碩士論文終於完成。回顧這四個學期的碩士生涯，有歡笑、有淚水、有挫折、有成功，但到了這一刻，辛苦的付出也得到了甜美的果實。感謝指導教授 鍾仁賜博士，在學生一進實驗室開始，無限的包容與耐心，並且親自教導實驗的操作方法與技巧，對於實驗器材與藥品的購買從不吝嗇，才能讓這個極度燒錢的實驗得以完成。在與老師互動的過程中，讓學生感受到老師對於學術上的熱忱與堅持、專業上的不妥協。在每週討論實驗的時間裡，老師嚴肅卻帶著幽默，除了能學到實驗技巧外，也能夠從中學到應對進退與做人處事的道理，獲益匪淺。

感謝國立臺灣大學農業化學系李達源教授與陳建德助理教授、國立中興大學土壤環境科學系陳仁炫教授與黃裕銘副教授撥冗擔任口試委員，於百忙中仍一絲不苟地校閱審定論文初稿，並提供許多寶貴的建議，使本篇論文更臻完備，在此致上無限的謝意。能在這個充滿歷史精神與力量的農化舊館完成論文，並經由諸位可敬的學者檢視，這將是一輩子都值得回想的榮譽。

在這昭和初年建成的老建築中，感謝系辦廖秀英小姐與蘇育菽學姐對於研究生涯中諸多事項的協助；學長嘉恆，提醒許多實驗需注意的事項與分享每個實驗過程中所經歷過的點滴；學姐妍儒，分享了許多實驗技巧與環保觀念；同屆的好同學柱中，我們一起度過了許多徹夜拚實驗、生數據的夜晚，一起分享實驗的成功與挫折，一起在數據海中游泳，有您的陪伴，實驗路上不孤單；植營游泳隊的紹華、畊甫，一起在游泳池度過了許多下午時光，這是十分鮮明且值得回想的記憶；學弟妹人瑋、凡晟、頌哲、彥涵、竣皓、智元、品志與崧勳，謝謝您們對於這篇論文實驗上的協助，誠摯地感謝您們的協助，也祝福您們在研究的路上一切順利。感謝利泓科技蔡政勳工程師，耐心且專業地解決每一個元素分析儀所出現的問題，並且教導許多操作上的技巧，在相互切磋之間，使我對元素分析儀更加認識，也更了解這台機器的脾氣，有您耐心地協助，實驗才能順利進行，謝謝您！感謝一起奮鬥考上研究所的牛、小色、布丁、嘿那、致甫、阿烈、品潔、阿珠與俊廷，雖然見面的時間不多，但每個月的月聚卻是連絡感情的重要時刻，也是研究生涯中的重要回憶，祝福您們在未來的路途上一切順心。感謝好友振富、元龍、翊軒的支持與鼓勵，聽我訴說實驗上的不如意與分享每一次小小成功的喜悅。衷心地謝謝在桃園、台中與高雄三處長期試驗田耕作的前輩們，因為有您們的努力耕作與堅持，才能有這篇論文的產生。

此外，感謝日文課洪淑娟老師的細心教導，讓我的日文進步許多，而「じゃ、今日の授業始めましょう！」則是每週最想聽到的一句話喔！感謝每天在路上奔跑的火車們，看著火車跑來跑去，不悅的心情也會因此好轉。感謝一起追火車的台大火車社、交大鐵道會的好朋友們，有您們的陪伴與打氣，讓碩士生涯更添色彩。每週三晚上的火車社社課，更是不能缺席的重要時刻。可以讓人當作精神指標的古庭維神人、亦師亦友的總圖鄭銘彰主任、把鐵道情報編得超好的黃維崧學長、

鐵道情報編輯群（伯杰、洋豪、侯之、振富與濬麟）、贈吉、耘昇、光浩、維伯、國禎、國禎、心一、元剛、詮勳，感謝各位讓我的碩士生涯除了研究外，更增添了許多有趣而快樂的回憶。

最後要感謝我的家人，辛苦的父母親與尚在求學階段的弟弟，每次深夜用skype的通話，是無法抽空回家時最好的慰藉良藥；謝謝龐大的魏氏家族，您們在每次家族聚會中的噓寒問暖、給予關心，亦是這篇論文能夠完成原動力之一；謝謝房東黃皓天先生與室友常毓蘭小姐在這段時間對於生活起居上的照顧。這篇論文未臻完美，因此不敢說要獻給您們，但所花的心思絕對問心無愧。感謝眾天諸佛的指引，讓弟子在研究進行的過程中，能夠心定，並且順利地完成實驗。

這篇謝誌雖放在論文的一開始，但卻是在論文幾近完成時才開始撰寫的部分，在這段求學過程中所得到的寶貴知識，將會成為下一段人生旅程中最重要的參考依據，謝謝在這些日子幫助過我的貴人們，您們的恩情永生難忘。謝謝從書架上取出，並翻閱此篇論文的讀者，如果這篇文章能夠提供您一些新的點子或資訊，那將是我莫大的榮幸，祝福您平安、順利。

魏偉勝

誌於台灣大學三號館 207 室

己丑立秋



滿滿的玻璃器皿，滿滿的實驗器材，滿滿的收穫與滿滿的勞累。

摘要

土壤長期施用不同有機肥料會影響土壤有機質含量與品質，土壤有機質具有影響土壤物理與化學特性、增加通氣程度、養分循環、提供微生物碳源與外源化合物分解等功效。使用有機資材為肥料施入土壤中可增加養分循環與再利用，為永續農業 (sustainable agriculture) 的重要單元，有機資材被分解後將會釋放養分，增加土壤生產力。本研究目的在探討長期施入不同種類之肥料與不同之耕作方式，對於土壤有機質之含量與土壤有機質之易變動庫與難分解庫的濃度分佈的影響。試驗材料分別取自台中霧峰農試所第 35 號永續農法試驗、高雄改良場旗南分場有機農法試驗與桃園農業改良場溫網室蔬菜試驗等三處試驗田。各別測定土壤基本性質、可溶性有機碳及以酸水解測定土壤有機質中易變動庫含量：包含鹽酸一階段水解，同時測定土壤中有機氮之含量；硫酸二階段水解，第一階段測定土壤醣類含量與總聚酚 I，第二階段測定土壤纖維素含量與總聚酚 II。研究顯示，在長期施入不同氮肥量與氮肥種類之試驗 (農試所 35 號試驗田) 土壤，施有機肥料者比單施化學肥料者多 2-217% 的總碳、硫酸水解之易變動庫多 4.4-30.7% 的可水解碳，易變動庫則以同時施有機肥料與化學肥料者較高。在不同農耕法的試驗 (旗南分場) 土壤，可知所有輪作均以施入有機肥料者，土壤總碳含量較高。在水旱田輪作下，以有機肥料與化學肥料同時施用者比單施有機肥料或單施化學肥料更提高鹽酸可水解之易變動氮庫含量，而醣與纖維素之濃度均以有施入有機肥料之處理較多。在施用單一種不同有機肥料 (桃園改良場) 的試驗中，可知在相同施氮量下，雞糞堆肥處理與豌豆苗殘體堆肥處理總碳累積較多。施大豆粕使土壤中的氮大部分成為鹽酸可水解氮。在硫酸可水解部分中易被生物利用之碳量大小為：大豆粕處理 > 豌豆苗殘體堆肥處理 > 未施肥之對照組 > 輪施 = 牛糞堆肥處理 = 豬糞堆肥處理 > 雞糞堆肥處理。綜上所述，施用有機資材至土壤中可增加土壤易變動庫與碳與氮之含量。

關鍵詞：長期試驗、有機肥料、可溶性有機碳、鹽酸水解、硫酸二階段水解

Abstract

Different fertilizers applied to the soil affect the soil organic matter content and quality, especially after a long-term application. Soil organic matter affects the soil physical and chemical properties, aeration extent, nutrient cycling, energy supply to soil microorganisms, and detoxification of the anthropogenic chemicals. Application of the organic material as a kind of fertilizer is an important practice of the sustainable agriculture. After the decomposition of the organic material, it supplies the nutrients and increases the productivity of the soil. The aim of this study was to investigate the effects of different fertilization management and different kinds of fertilizers on the soil organic matter concentration and its composition. Soil samples were taken from a 13-year field experiment (TARI) with seven treatments, a 20-year experiment (KDARES-CBS) with two rotation systems under three fertilization managements, and a 7-year green house experiment (TDARES) with seven treatments, respectively. Some selected soil chemical properties, dissolved organic carbon (C) concentration, C fractions hydrolyzed by HCl solution, C fractions two-step hydrolyzed by H₂SO₄ solution were to be analyzed. The organic nitrogen (N) in soil also analyzed after hydrolyzing by HCl solution. The polysaccharides (saccharide C), polyphenol (polyphenol I), the cellulose (cellulose C), and polyphenol (polyphenol II) concentrations were to be analyzed after H₂SO₄ solution two-step hydrolysis respectively.

The result of the study of different kinds of N fertilizers and different amounts of N input (TARI) indicated that application of organic fertilizer increased 2-217% of the total C and 4.4-30.7% of labile pool of C concentrations as compared with that of applying only chemical fertilizer. The application of both organic fertilizer and chemical N fertilizer also increased the labile pool C concentration. In the study of different kind of rotation systems (KDARES-CBS), application of organic fertilizer increased total C, saccharide C and cellulose C concentration of the soil. Combined application of the organic fertilizer and chemical fertilizer increased the labile C and N pool of the soil. In the study of application of different kinds of organic fertilizers for seven years (TDARES), the application of chicken dung compost (PM) and pea seeding residue (PC) accumulated more C in the soil on the basis of application of the same amount of N. The application of soybean meal (SBM) resulted in the most of soil N as labile N. The biologically available C as characterized by H₂SO₄ hydrolysis are in the following order: SBM > PC > Control > sequential application of compost (SA) = cattle dung compost

(CD) = hog dung compost (HD) > chicken dung compost (PM). In conclusion, application of the organic fertilizers increase the labile C and N pools of the soil and the extent of their effects depends on the properties of the organic fertilizers applied.

Key words: long term experiment, organic fertilizer, dissolved organic C, HCl hydrolysis, two-step H₂SO₄ hydrolysis



目錄

摘要.....	I
Abstract	II
前言.....	1
前人研究.....	3
材料與方法	10
結果與討論	27
一、 台中農業試驗所第 35 號試驗田.....	27
二、 高雄改良場旗南分場之 20 年試驗田.....	44
三、 桃園改良場溫網室.....	62
結論.....	77
參考文獻.....	78



表目錄

表一、土壤有機質庫與其相關之劃分	9
表二、試驗用堆肥之碳與氮濃度	17
表三、試驗用堆肥之可溶性有機碳濃度與以鹽酸水解後所得之變動庫與難分解庫濃度	18
表四、試驗用堆肥由硫酸二階段水解所得之易變動碳庫濃度	19
表五、試驗用堆肥由硫酸二階段水解所得之難分解庫濃度	20
表六、農業試驗所第 35 號試驗田第 13 作水稻收穫後之土壤化學性質	28
表七、台中農試所土壤酸水解後之不穩定庫與難分解庫濃度與化學性質之線性相關係數	33
表八、農試所第 35 號試驗田之水溶性有機碳與由鹽酸水解所得之易變動庫與難分解庫碳與氮濃度	35
表九、農試所第 35 號試驗田由硫酸二階段水解所得之易變動碳庫濃度	40
表十、農試所第 35 號試驗田由硫酸二階段水解所得之難分解氮與碳庫濃度	42
表十一、高雄農業改良場旗南分場試驗田經 20 年耕作後之土壤化學性質	45
表十二、高雄改良場旗南分場試驗田之可溶性有機碳與由鹽酸水解所得之易變動庫與難分解庫碳與氮之濃度	51
表十三、高雄改良場其南分場第一輪作區 (R1) 土壤酸水解後之不穩定庫與難分解庫濃度與化學性質之線性相關係數	55
表十四、高雄改良場旗南分場第二輪作區 (R2) 土壤酸水解後之不穩定庫與難分解庫濃度與化學性質之線性相關係數	56
表十五、高雄改良場旗南分場試驗田由硫酸二階段水解所得之易變動碳庫與濃度	57
表十六、高雄改良場旗南分場試驗田由硫酸二階段水解所得之難分解庫濃度	59

表十七、桃園區農業改良場不同施肥管理七年後之土壤化學性質	64
表十八、桃園改良場溫網室試驗田之可溶性有機碳含量與由鹽酸水解所得之變動庫與難分解庫濃度	67
表十九、桃園區農業改良場土壤酸水解後之不穩定庫與難分解庫濃度與化學性質之線性相關係數	69
表二十、桃園改良場溫網室試驗田由硫酸二階段水解所得之易變動碳庫濃度	71
表二十一、桃園改良場溫網室試驗田由硫酸二階段水解所得之難分解庫濃度	74



前言

土壤有機質在土壤中扮演之角色極為重要，包含：(一) 影響土壤物理性，因為有機質可膠結土粒形成團粒，使土壤變鬆，增進水分移動及改善土壤通氣程度；(二) 影響植物及土壤動物對營養元素之利用，如氮、磷、錳、銅、鋅、鈣、鉀等元素之吸收利用，因為有機質具有很高的陽離子交換容量 (cation exchange capacity, CEC)；(三) 成為微生物之能量來源；(四) 藉由其官能基與重金屬及有機酸結合成複合體之型態，進行外源化合物之解毒或降低其活性 (Flaig *et al.*, 1975; Stevenson, 1982; Tzeng, 1988; Chen and Aviaand, 1990; Schnizer, 1991; 王, 1998)。

臺灣屬亞熱帶，高溫多雨，使得土壤中的有機物容易分解，進而導致養分釋放，並受強烈淋洗而流失。在集約且密集的耕作方式下，不同農耕法將會使土壤有機質之分解速率與累積含量迥異，同時，為了提升作物產量與品質，施用肥料成為必要之手段。不當地大量施用化學肥料，會造成環境汙染與惡化，然而，有許多研究指出長期施用單一有機肥料，或一次過量施用有機肥料，將會造成土壤中養分含量失去平衡，而不利於作物生長，甚至造成二次汙染 (Nugroho and Kuwatusuka, 1990; Chang *et al.*, 1991; Nugroho *et al.*, 1992; 黃, 2005a)。因此，適當地施用肥料，以減少因過度施肥而造成的環境衝擊與能源浪費，已成為近年來農業上的重要議題。此外，將動物、植物與人類之有機廢棄物回歸土地之行為實行已久，當人口增加時，則更需要將這些有機廢棄物作為肥料施入土壤，一來可增加養分之循環與再利用，二來可以減少化學肥料之用量，減少製造化學肥料時的能源消耗。持續農業 (sustainable agriculture) 即為達到此一訴求管理辦法，將有機材料添加至土壤即是有持續農業操作的重要單元之一 (王, 1998)。因此，有機肥料被視為有價值的土壤添加劑 (Chang *et al.*, 1990; 王, 1998)。常見的有機肥料包含動物廐肥、植物殘體、堆肥與綠肥等，由於其來源不同，因此，礦化速率與有效養分含量也會不同。

許多研究顯示，有一些經營管理方式可增加土壤有機質 (以易變動庫為主) 與作物產量，包含有機農法 (Wander *et al.*, 1995)、調整堆肥成分 (Stone *et al.*, 2001; Willson *et al.*, 2001)、放牧 (Sbih *et al.*, 2003)、混合種植作物 (mix crop) 或覆蓋作物 (cover cropped) (Angers and Mehuys, 1988; Drury *et al.*, 1991; Collins *et al.*, 1992; Stevenson *et al.*, 1998) 與不耕犁 (Beare *et al.*, 1994; Dick, 1997; Frey *et al.*, 1999; Li

et al., 2007) 等。土壤有機質可被區分為分子小且容易被利用而分解的易變動庫 (labile pool)，與分子大而難被分解的難分解庫 (recalcitrant pool)。而土壤有機質的易變動碳庫含量將受到被微生物分解之速率與難易程度影響，並和其化學結構與土壤物理保護有關 (McLauchlan and Hobbie, 2004)。目前至少有九種方式可將土壤有機質的易變動庫與難分解庫作一區分，包含化學劃分、物理劃分與生物劃分三大類 (Karlen *et al.*, 1998; Doran *et al.*, 1999; McLauchlan and Hobbie, 2004)。而土壤有機質中易變動庫與難分解庫之含量亦會受到施入肥料種類的影響，有機肥料在土壤中礦化特性與該資材中組成的成分與種類有關。

在台灣長期輪作並施用不同有機肥料後，對於土壤中有機質含量中生物可利用的有機物含量 (易變動庫) 之研究目前仍較少，但卻是有機質資材施入土壤後，養分釋放能力的重要關鍵。本研究假設長期施入有機肥料之後，其易變動庫含量會比未施有機肥料的處理高，但是其真正之影響如何，仍待探討；此外，不同肥料施入之後，其影響是否相同亦不清楚。因此，本研究分別採集農業試驗所第 35 號永續農法經過 13 年之試驗田、高雄農業改良場旗南分場有機農法經過 20 年之試驗田與桃園農業改良場溫網室蔬菜經過七年之試驗田之三處土壤進行探討，以其了解長期施入不同種類之肥料與不同之耕作方式，對於土壤有機質之含量與土壤有機質之易變動庫與難分解庫的濃度分佈的影響，以更進一步了解施入的有機碳在土壤累積之情形，作為有機肥料施用之參考。

前人研究

一、有機肥料的來源

有機肥料的來源甚廣，包含了禽畜糞堆肥、農業廢棄物、都市廢棄物與工業廢棄物等，由於來源不同，施入土壤中的礦化速率也會不同，進而影響植物生長與在土壤中的累積。若能對有機肥料之特性加以了解，將有助於施肥管理。較常被使用的有機肥料多來自禽畜糞堆肥與農業廢棄物二種。易分解的堆肥屬為農業廢棄物，並可將其區分為氮源與碳源為主之兩大類，提供氮源多者以糞肥為主，如豬糞、雞糞、牛糞、魚渣等，提供碳源多者以植物殘體為主，如稻草、蔗渣、花生殼、木屑等 (王，1989；王等人，1989；楊等人，1992)。將不同碳與氮含量之農業廢棄物以適當比例混合，經堆熟 (碳氮比在 25 以下，含水量在 35% 以下) 後再行施入土壤，將有助於肥田而利於作物生長。近年堆肥產品多數添加高量禽畜糞或粕類，故養分比傳統堆肥高。若堆肥的目的在於迅速提供養分，堆肥之碳氮比應降至 17 左右，若主要目的在於改善土壤物理性，則碳氮比為 30 即可 (吳，2006)。

二、有機肥料的成分與特性

有機肥料的種類繁多，在土壤中的礦化速率不一，其分解速率之快慢則受到有機質肥料組成之成分所決定。有機物之養分釋放必須經過微生物降解，因此，有機物的易分解程度將會影響其養分釋放之速率。Chae 與 Tabatabai (1986) 以不同有機肥料添加於土壤中，經 26 週培育後，其有機氮最大礦化百分率依次為苜蓿 (97%)、雞糞堆肥 (67%)、牛糞堆肥 (52%)、大豆殘體 (38%)，而添加玉米殘體 (-18%) 與木屑 (-687%) 反而出現生物固定化作用，降低土壤中氮的有效性。一般而言，有機肥料的碳氮比小於 20，施用後會讓土壤產生淨礦化作用，而大於 30 則會使土壤產生淨生物固定化作用。有機肥料中的有機氮礦化速率並非一致，會隨著其來源與成分的不同而有差異，van Kessel 等人 (2002) 之試驗結果指出，供試驗的 107 種牛糞堆肥中，有機氮的礦化速率分佈自 29.9% 的淨固定礦化作用到 54.9% 的淨礦化作用。

陳與歐 (2005) 之研究指出，有機資材施入土壤均可增加土壤有機質，而其增加量則因資材所含有機質多寡、質材分解難易而異：試驗使用米糠、大豆粕、禽畜糞堆肥與蔗渣堆肥，雖然米糠和大豆粕之有機碳含量高於其他二

者，但米糠與大豆粕的易分解成分（蛋白質、脂質、碳水化合物）多，難分解的木質素含量少，故經 20 週培育後對土壤有機質含量的增進效果不如施用禽畜糞堆肥及蔗渣堆肥者。

綠肥作物是指「凡是種植一種植物，利用其新鮮植體，掩施入土壤中作為肥料或改善土壤理化性質者」，因此，任何植物均可作為綠肥，但就栽培管理、生產資材成本與養分利用之觀點而言，草本植物仍為目前綠肥作物的主要種類（羅，2006）。種植綠肥作物可增進土壤中有機質含量、改善土壤理化性質，尤以豆科綠肥為最主要的綠肥作物，因與豆科作物共生之根瘤菌可以固定空氣中的游離態氮，增加土壤中的氮含量，且也可以防止雜草叢生及增進土壤保水力（蘇，2000）。綠肥作物富含有機氮與碳，因此，翻入土壤後可被快速分解，提供作物養分，在阿根廷 Pampean 地區種植小麥，在無施肥下，有豆科綠肥輪作時，其植體中的氮、磷、鉀濃度及地上部乾物重與施用化學氮肥者無顯著差異（Miglierna *et al.*, 2000）。顯示有綠肥輪作下，可提供相當量的養分供作物吸收利用。

泥炭自 18 世紀開始使用於蔬菜與植物生產上，但正式開始研究始於 19 世紀。泥炭是不同植物體在不同環境下，歷經千萬年作用，所形成不易分解的天然有機物，一般作為土壤改良劑使用（楊，1988）

三、土壤有機質之劃分

一般在研究土壤有機質時，均假設有機質與礦物鍵結，且其循環之週期為數週至數千年（Jenkison, 1981）。依其分解的難易程度與分子之大小，可以區分為分子小且能較快分解的易變動庫（labile pool）與分子大且較難分解的難分解庫（recalcitrant pool）。土壤有機質的變動程度與其容易被微生物分解的程度與速度，且和土壤的物理保護或化學保護程度有關（McLauchlan and Hobbie, 2004; Dou *et al.*, 2008）。許多研究指出，不同的土地利用模式與輪作系統會導致不同的有機碳含量（Cambardella and Elliott, 1992; Franzluebbers *et al.*, 1995; Six *et al.*, 2000; 蔡，2005），亦會影響土壤有機碳庫中易變動碳庫的含量（Holland and Coleman, 1987; Cambardella and Elliott, 1993; Wright *et al.*, 2005）。

土壤有機質之劃分可分為物理性、化學性與生物性三大類，且至少有九

種方式可將易變動庫與難分解庫區分 (Karlen *et al.*, 1998; Doran *et al.*, 1999) :

(一) 物理劃分

物理劃分依據土壤有機質的大小或密度區分，將有機質分成易變動庫與難分解庫。Sohi 等人 (2001) 提出輕質有機物 (light fraction) 之劃分方式，是利用 1.8 g cm^{-3} 之 NaI 溶液將有機物以密度區分，以密度小於 1.8 g cm^{-3} 者做為易變動庫之含量，此類有機物被認為是黏粒上不穩定之部分。此外，密度大於 1.8 g cm^{-3} 者則是被認為能穩定存於黏粒表面，難被微生物分解的重質有機物 (heavy fraction)。

使用不同孔徑之篩網分離不同大小之團粒與土壤粒子亦為一種劃分方式 (Kemper and Chepil, 1965; Six *et al.*, 1998; Sohi, 2001)，目的在了解土壤有機碳受到土壤團粒的保護程度。

粒狀有機碳 (particulate organic C, POC) 則是將土壤以偏磷酸鈉溶液分散後，再通過 $53 \mu\text{m}$ 之篩網，以大於 $53 \mu\text{m}$ 之粒子中有機碳含量稱為粒狀有機碳，為易變動庫中的一類 (Cambardella and Elliott, 1992; Chan, 2001)。粒狀有機質是土壤有機碳庫中，對於土地管理較為敏感的劃分之一 (Cambardella and Elliott, 1992; Franzlubbers and Arshad, 1992; Bowman *et al.*, 1999; Needelman *et al.*, 1999; Chan, 2001)。Bowman 等人 (1999) 之研究指出，在小麥—燕麥的輪作系統中，當總有機碳增加 20% 之含量時，POC 已增加 40%，顯示粒狀有機碳對於土地利用之模式比總有機碳的反應更明顯。

(二) 化學劃分

土壤有機碳的化學劃分包含了用酸水解易變動碳 (Stout *et al.*, 1981; Rovira and Vallejo, 2000, 2007) 以及高錳酸鉀氧化碳 (Blair *et al.*, 1995)、可溶性有機碳 (Greorich *et al.*, 2003) 等。

以鹽酸在高溫下水解可將土壤中的易分解與難分解有機質作一區分。土壤碳庫中較年輕的植物殘體將會被水解，而年代較久遠者將會殘留於殘體中 (Paul *et al.*, 2006)。對於土壤氮庫而言，鹽酸水解可萃取胺基酸，以用於測定土壤有機質中易礦化的氮含量 (Stevenson, 1996; Gonzalez-Prieto and Carballes, 1988)。而這些可被萃取的胺基酸氮則被視

為土壤中可被優先利用的有機氮源 (Stevenson, 1994)。Leinweber 與 Schulten (1998) 指出，施入廐肥可顯著增加土壤中的總氮含量，而不同粒徑大小的土壤粒子中，黏粒所含有的水解氮與未被水解氮均高。周 (2006) 之研究指出土壤中的氮多為有機態氮，無機氮不超過 5%，而可水解的全氮含量以施入有機肥料者多。

以硫酸二階段水解之步驟，則能將土壤中的有機物細分成三類不同生物可分解程度的有機物，並將水解出之物質再行細分微生物易利用的碳水化合物 (carbohydrate) 與生物難利用的酚類 (phenol) 化合物 (Rovira and Vallejo, 2000; Rovira and Vallejo, 2007)。Oades 等人 (1970) 指出：第一階段以 2.5 M 硫酸水解，水解產物可稱為易變動庫 I (labile pool I) 的碳水化合物測值可表示土壤中最容易被分解的有機物質，包含了單醣與多醣類化合物 (saccharide)，其來源包含了植物殘體與微生物細胞壁；第二階段則以 13 M 硫酸在常溫下水解過夜後，再以 1 M 硫酸加熱水解，所得水解產物可稱為易變動庫 II (labile pool II) 的碳水化合物測值可表示土壤中纖維素 (cellulose) 的含量。二個易變動庫中的酚類聚合物 (polyphenol I and II) 則表示土壤中不同分解程度的木質素。水解後的殘渣則稱為難分解庫 (recalcitrant pool)，主要成分為未分解的木質素 (lignin) 與腐質化的氮。Rovira 與 Vallejo (2007) 之研究指出，難分解庫中的碳隨著有機碳增加而增加，並隨土壤深度降低而減少，難分解庫中的氮隨氮含量降低而減少，但在土壤深度增加時增加。

高錳酸鉀可氧化碳則是以 333 mM $\text{KMnO}_{4(\text{aq})}$ (強氧化劑) 與土壤反應，並且利用高錳酸鉀溶液褪色程度 ($\text{Mn}^{7+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$)，在 565 nm 下測定其吸光值，再以吸光值換算被氧化的土壤有機碳之含量 (Blair *et al.*, 1995)。被氧化的有機質可以視為易變動庫 (labile pool)，而未被氧化者則是難分解庫 (recalcitrant pool)。Blair 等人 (1995) 之研究指出，以高錳酸鉀測得之易變動碳庫較微生物之生質量大，且在深層的土壤含量多，應為脫氮作用或甲烷生成所需之碳源。Purakayastha 等人 (2008) 之研究指出，在輪作系統中化學肥料與廐肥混合施用可增加土壤中高錳酸鉀可氧化碳之含量。

可溶性有機碳 (dissolved organic C) 則可表示存於土壤溶液中，並可隨土溶液移動的有機碳 (Kaschl *et al.*, 2000)。可溶性有機碳是重要的易變動碳庫，可作為土壤微生物的能量來源，且提供了可礦化的氮、磷與硫，並能與金屬離子鍵結，產生穩定的錯合物 (Stevenson, 1994)。可溶性有機碳中包含了黃酸及部分的腐質酸 (Swift, 1985) 以及可溶性之有機酸、胺基酸、碳水化合物及酚類化合物等 (Sposito, 1989; 王, 1998)。王 (1998) 之研究指出堆肥比綠肥為較佳的可溶性有機碳提供者。林等人 (2006) 研究三種綠肥在土壤中可溶性有機碳的變化，指出相同土壤不同綠肥處理之土壤有機質及可溶性有機碳含量與綠肥的乾物重及總氮之含量之順序相同。

(三) 生物劃分

以生物劃分易變動碳庫與殘留碳庫之方式：在微生物可生存之相同溫度、濕度下孵育，且不提供外加之有機物。土壤中的有機物被分解後會產生二氧化碳，以鹼收集釋放的二氧化碳即可換算出生物分解的有機質量 (Anderson, 1982)。此類劃分假設微生物會先利用最易變動之碳源，而難分解的有機物則需要經過長時間才會被分解。此方式為在實驗室中孵育，以了解土壤有機質礦化能力的方式之一 (Alvarez and Alvarez, 2000; Dou *et al.*, 2008)。

測定微生物體內的微生物生質碳與生質氮則可了解土壤動物體內所含有的碳與氮含量，進而了解土壤生物的生質量。微生物的生質碳可經由氯仿燻蒸之後，在相同濕度下進行孵育，並使用鹼吸收樣品釋放的二氧化碳後推算而得 (Beck *et al.*, 1997; Paul *et al.*, 1999)。微生物生質碳比總土壤有機碳更易被分解，通常在數天或數週就能被分解，因此，被認為是易變動的土壤有機碳庫之一 (Parton *et al.*, 1987)。陳 (2007) 之研究指出，施用有機肥料的土壤，微生物之生質碳與氮均比只施化學肥料之土壤多。Dou (2008) 的研究則指出，不耕犁的土壤中微生物生質碳較有耕犁的土壤多，因作物殘體在不耕犁處理的表層土壤可保濕、保溫並提供養分所致。

四、土壤有機碳庫與其相關的劃分

表一為設想的土壤有機碳庫動態 (kinetically conceived SOM pools) 與其相關的有機碳劃分 (fraction)。劃分可用於表示各個可估計的有機質組成，庫 (pool) 則表示以各種不同根據的理論劃定土壤有機質組成。土壤有機碳庫可被區分成易變動 (labile or active SOM)、緩慢變動 (slow or intermediate SOM)、難分解的有機質 (recalcitrant, passive, stable, and inert SOM)，並依照各種不同劃分方式分離 (Wander, 2004)。



表一、土壤有機質庫與其相關之劃分 (Wander, 2004)

Table 1. Soil organic matter pools and related fractions (Wander, 2004)

Organic Matter Pools, Theorized Kinetics and Function	Procedurally Defined Fractions of Organic Matter^a
Labile or Active SOM	
<p>Half-life days to a few years</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Equated with material of recent origin or embodied living components of SOM ➤ Material of high nutrient or energy value ➤ Physical status (not physically protected) makes soil incorporated matter likely to participate in biologically or chemically based reactions ➤ Physical role of materials located at the soil surface and of compounds that promote macro-aggregation is transient 	<p style="text-align: center;">Microbial biomass</p> <p>Chloroform-labile SOM (B) Microwave-irradiation-labile SOM (B) Amino compound (B, P) Phospholipids (B)</p> <p style="text-align: center;">Labile substrates</p> <p>Mineralizable C or N, estimated by incubation (B) Substrate-induced activity (B) Soluble, extractable by hot water or dilute salts (C, B) Easily oxidized by permanganate or other oxidants (C,B)</p> <p style="text-align: center;">Residues for which chemical formula can be described, inherited from living organism</p> <p>Litter, vegetative fragments or residues (B, P) Non-aggregate protected POM (B, P) Polysaccharides, carbohydrates (C, P)</p>
Slow or Intermediate SOM	
<p>Half-life of a few years to decades</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Physical protection, physical status, or location help separate this fraction from the other two fractions 	<p style="text-align: center;">Partially decomposed residues and decay products</p> <p>Amino compounds, glycolproteins (B, P) Aggregate protected POM (B, P)</p> <p style="text-align: center;">Some humic materials</p> <p>Acid/base hydrolysable (B, C) Mobile humic acids (B, C)</p>
Recalcitrant, Passive, Stable and Inert SOM	
<p>Half-life of decades to centuries</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ Recalcitrance because of biochemical characteristics and/or mineral association 	<p style="text-align: center;">Refractory compounds of known origin</p> <p>Aliphatic macromolecules (lipids, cutans, algaenans, suberabs) (C) Charcoal (C) Sporopollenins (C) Lignins (C)</p> <p style="text-align: center;">Some humic substances</p> <p>High molecular weight, condensed SOM (C, P) Humin (C) Nonhydrolyzable SOM (C) Fine-silt, coarse-clay associated SOM (C,P)</p>

^a Letters in parentheses that follow fraction labels identify measures commonly used to study biologically active matter (B) associated with nutrient supply or microbial growth, physically active or sequestered matter (P) associated with matter accessibility and soil structure, and chemically active on inactive matter (C) that explains or influences material persistence and its chemical reactivity, including exchange and sorption-desorption properties.

材料與方法

一、土壤

試驗土壤分別取自台中縣霧峰鄉行政院農業委員會農業試驗所 (Taiwan Agricultural Research Institute, TARI) 永續農法試驗田、高雄縣旗山鎮高雄農業改良場旗南分場 (Chinan Branch Station, Kaohsiung District Agricultural Research and Extension Station, KDARES-CBS) 有機農法長期觀察試驗田與桃園區農業改良場 (Taoyuan District Agricultural Research and Extension Station, TDARES) 溫網室蔬菜試驗田三處不同施肥管理與輪作試驗田。施肥管理與輪作方式分別敘述如后：

(一) 農業試驗所試驗田

為農業試驗所永續農法試驗田 (第 35 號試驗田)，土壤屬砂頁岩非石灰質性新沖積土，七塊層系。試驗自 1995 年 8 月開始進行，試驗田面積為 0.5 公頃，質地為壤土，黏粒含量 210 g kg^{-1} 。本試驗樣品為經 13 年、26 作水旱田輪作之土壤，第 26 作之作物為水稻。樣品於 2008 年 8 月水稻收割後採集表層 (0-20 cm) 土壤，每小區採四個亞樣品組成一複合樣品為之，田間處理設計如下：

1. 作物：水稻 (*Oryza sativa* L., cultivar TN 67) 及玉米 (*Zea mays* L., cultivar TN 1) 輪作。
2. 肥料種類與施用量：肥料使用分為化學肥料與有機肥料二種：化學肥料為硫酸銨 (種植水稻時施用)、尿素 (種植玉米時施用)、過磷酸鈣與氯化鉀；有機肥料則為豬糞堆肥、綠肥 (埃及三葉草 *Trifolium alexandrinum* L. 或田菁 *Sesbania roxburghii* Merr.) 及泥炭。肥料三要素之施用量 (N-P₂O₅-K₂O) 於種植玉米時為 140-80-80 kg ha⁻¹，於種植水稻時為 120-60-60 kg ha⁻¹。
3. 試驗設計：試驗田有七種施肥處理，每處理四重複，以逢機完全區集排列，小區面積為 20*6 m²，施肥處理為：
 - (1) 未施肥之對照組 (CK)：自然地力，不另施肥；
 - (2) 化學氮肥區 (Chem-N)：肥料三要素均以化學肥料施用；
 - (3) 堆肥區 (Comp)：施用與化學氮肥區相同總氮量之豬糞堆肥；

- (4) 堆肥配合化學氮肥區化學氮肥量之三分之一 (Comp + 1/3 N)：與堆肥區相同量之堆肥，並加入化學氮肥區所施用之化學氮肥量的三分之一；
- (5) 堆肥配合化學氮肥區化學氮肥量之三分之二 (Comp + 2/3 N)：與堆肥區相同量之堆肥，並加入化學氮肥區所施用之化學氮肥量的三分之二；
- (6) 綠肥配合化學氮肥區化學氮肥量之三分之一 (GM + 1/3 N)：與堆肥區相同氮量之綠肥，並加入化學氮肥區所施用之化學氮肥量的三分之一；
- (7) 泥炭配合化學氮肥區化學氮肥量之三分之一 (Peat + 1/3 N)：與堆肥區相同氮量之泥炭，並加入化學氮肥區所施用之化學氮肥量的三分之一。

除未施肥之對照組外，其他處理均施用與化學肥料區相同的化學磷肥與鉀肥。磷肥均以基肥施入土中，秋作玉米之化學氮肥與鉀肥均分為兩次施用。

4. 施肥量：自試驗開始至本次採樣共經過 13 年，其間於各處理中施入之氮肥量分別為：CK 處理：0 kg N ha⁻¹；Chem-N 處理：3,380 kg N ha⁻¹；Comp 處理：3,380 kg N ha⁻¹；Comp+1/3 N 處理：4,507 kg N ha⁻¹；Comp+2/3 N 處理：5,633 kg N ha⁻¹；GM+1/3 N 處理：4,507 kg N ha⁻¹；Peat+1/3 N 處理：4,507 kg N ha⁻¹。

化學磷肥：553 kg P ha⁻¹。

化學鉀肥：1,510 kg K ha⁻¹。

(二) 高雄改良場旗南分場

本試驗地點位於高雄縣旗山鎮之高雄區農業改良場，為旗南分場砂岩及黏岩混合沖積土試驗田。試驗自 1988 年 7 月開始進行，試區採二種輪作制度 (主區) 與三種農耕法 (副區) 相互組合成六種處理，每處理面積為 0.1 ha，全試區面積共 0.6 ha，未設置重複。樣品於 2008 年 10 月採集經 20 年耕作處理後之第一輪作系統 (R1) 與第二輪作系統 (R2) 各處理的表土 (0-15 cm) 與底土 (15-30 cm)。

1. 輪作系統：輪作制度採二年一輪之方式進行，試驗開始時，第一輪作系統 (R1) 採改良型選擇輪作系統，第二輪作系統 (R2) 則採用高屏地區農民慣行輪作制度，並配合綠肥，進行輪作系統效益之比較。每輪種植六種作物。

第一循環：1988-1994，輪作系統依次種植：

R1：田菁 (*Sesbania roxburghii*)—甘藍 (*Brassica oleracea* L. Capitata group)—甜玉米 (*Zea mays* var. *rugosa* Bonaf.)—水稻 (*Oryza sativa* L.)—毛豆 (*Glycine max* (L.) Merrill)—玉米

R2：田菁—玉米—毛豆—水稻—蘿蔔 (*Raphanus sativus* L.)—毛豆

第二循環：1994-2001，輪作系統依次種植：

R1：田菁—萵苣—玉米—水稻—毛豆—玉米；

R2：田菁—玉米—水稻—水稻—毛豆—水稻。

第三循環：2001-迄今。

自 2001 年起，為配合建立生態農場，全試區均不再使用化學農藥與殺草劑，僅慣行農法區保留施用化學肥料，此外，2003 年春作及秋作，為改善土壤有效深度，R2 試區以源盤犁進行深耕處理，深度 40 公分，自 2004 年春作起調整輪作系統：

R1：玉米—甘藍—水稻—萵苣

R2：玉米—甘藍—田菁—萵苣

2. 耕作方法：分為有機農法、折衷農法與慣行農法三種耕作方式處理，分述如下：

(1) 慣行農耕法 (慣行區，conventional farming, CF)

本區各作物之施肥與管理均依照作物施肥手冊 (行政院農業委員會，1987) 進行。肥料均使用化學肥料，氮肥使用尿素或硫酸銨，磷肥使用過磷酸鈣，鉀肥使用氯化鉀。磷肥全量作為基肥，氮肥與鉀肥則依照作物種類，部分用量用於追肥。作物殘體犁入田中，不另施用有機肥料，病蟲害與雜草防治則是依照植物保護手冊推薦施用殺草劑、殺蟲劑與殺菌劑等農藥。

(2) 折衷農耕法 (折衷區，intermediate farming, IF)

肥料之用量為慣行農法化學肥料用量與有機農法之有機肥料各半混合，其中有機肥料與部分化學肥料作為基肥施用，其餘之化學肥料中部分的氮與鉀肥供作追肥使用。作物生長期間視需要依最低限度與施用量施用農藥，其於田間管理均比照有機農法辦理。

(3) 有機農耕法 (有機區, organic farming, OF)

本試驗所使用的有機肥料為豬糞堆肥、牛糞堆肥與大豆粕，因為肥中的氮與磷多屬有機態，需經過礦化作用才能釋出。推估一生長季中約有 50% 之養分可供植物吸收，因此，依據推薦量計算堆肥施用量後再加一倍施入田間 (磷與鉀不另考慮)。豆科作物接種根瘤菌等微生物肥料，病蟲害則採用非化學農藥防治方法，如性費洛蒙、蘇力菌與寄生蜂等。田間雜草之防治採稻草或穀殼覆蓋、生育初期水田滲水、人工及農機中耕除草。各期作物殘體留置在田裡埋入土壤中。

3. 肥料施用量：此三種農法經 20 年輪作，所施入的肥料量如下：

(1) 第一輪作系統有機區 (R1O) 施入的氮量為 $17,950 \text{ kg N ha}^{-1}$ ，第二輪作系統有機區 (R2O) 施入的氮量為 $13,300 \text{ kg N ha}^{-1}$ 。第一輪作系統折衷區 (R1I) 施入的氮量為 $13,463 \text{ kg N ha}^{-1}$ ，第二輪作系統折衷區 (R2I) 施入的氮量為 $9,975 \text{ kg N ha}^{-1}$ 。第一輪作系統慣行區 (R1C) 施入的氮量為 $8,975 \text{ kg N ha}^{-1}$ ，第二輪作系統慣行區 (R2C) 施入的氮量為 $6,650 \text{ kg N ha}^{-1}$ 。

(2) 第一輪作系統有機區 (R1O) 施入的磷量為 $14,143 \text{ kg P ha}^{-1}$ ，第二輪作系統有機區 (R2O) 施入的磷量為 $10,722 \text{ kg P ha}^{-1}$ 。第一輪作系統折衷區 (R1I) 施入的磷量為 $7,956 \text{ kg P ha}^{-1}$ ，第二輪作系統折衷區 (R2I) 施入的磷量為 $5,668 \text{ kg P ha}^{-1}$ 。第一輪作系統慣行區 (R1C) 施入的磷量為 $2,597 \text{ kg P ha}^{-1}$ ，第二輪作系統慣行區 (R2C) 施入的磷量為 $2,151 \text{ kg P ha}^{-1}$ 。

(3) 有機農法施鉀量不計，故無法計算由化學肥料所施入之鉀。第一輪作系統折衷區 (R1I) 施入的鉀量為 $2,462 \text{ kg K ha}^{-1}$ ，第二輪作系統折衷區 (R2I) 施入的鉀量為 $2,134 \text{ kg K ha}^{-1}$ 。第一輪作系統慣行區

(R1C) 施入的鉀量為 4,923 kg K ha⁻¹，第二輪作系統慣行區 (R2C) 施入的鉀量為 4,267 kg K ha⁻¹。

(三) 桃園區農業改良場

本試驗場址位在桃園區農業改良場溫網室，針對不同有機肥料對於短期葉菜生長影響之試驗田。試驗自 2000 年 3 月開始進行，使用材料包含牛糞堆肥、豬糞堆肥、雞糞堆肥、豌豆苗殘體堆肥與大豆粕五種有機質肥料，作物則有芥藍菜、菠菜、萵苣、空心菜、荷葉小白菜與芥菜等短期葉菜類。試驗用土壤於 2007 年 9 月，在空心菜收穫後採樣。

1. 耕作作物種類、次數與每作施入氮量：

荷葉小白菜 (*Brassica campestris* L. ssp. *Chinensis* (L.) Mak.)：180 kg ha⁻¹，共二作；福山萵苣 (*Lactuca sativa* var. *L. ssp. Chinensis* (L.) Mak.)：180 kg ha⁻¹，共三作；空心菜 (*Ipomoea aquatic* Forssk.)：150 kg ha⁻¹，共六作；甜芥菜 (*Brassica juncea* var. *rugosa* Bailey)：220 kg ha⁻¹，共一作；萵苣 (*Chrysanthemum coronarium* var. *sativa* Bisch.)：145 kg ha⁻¹，共一作；萵苣 (*Lactuca scariola* L. var. *sativa* Bisch.)：145 kg ha⁻¹，共四作；蘿蔓萵苣 (*Lactuca scariola* L. var. *sativa* Bisch.)：150 kg ha⁻¹，共二作；東京小白菜 (*Brassica campestris* L. ssp. *chinensis*)：220 kg ha⁻¹，共二作；直立萵苣 (*Lactuca sativa* var. *longifolia* Lam.)：150 kg ha⁻¹，共一作；芥藍 (*Brassica oleracea* L. var. *alboglabra* Musil)：220 kg ha⁻¹，共一作；菠菜 (*Spinacia oleracea* L.)：180 kg ha⁻¹，共三作；芥菜 (*Brassica juncea* (L.) var. *atropurpurea* Mao)：220 kg ha⁻¹，共二作；三號萵苣 (*Lactuca scariola* L. var. *sativa* Bisch.)：150 kg ha⁻¹，共一作；青江菜 (*Brassica campestris*)：120 kg ha⁻¹，共三作；黑葉白菜 (*Brassica campestris* L.)：120 kg ha⁻¹，共一作；葉用甘藷 (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.)：100 kg ha⁻¹，共二作；山萵苣 (*Chrysanthemum coronarium*)：145 kg ha⁻¹，共一作；粉葉萵苣 (*Lactuca scariola* L. var. *sativa* Bisch.)：150 kg ha⁻¹，共一作。

2. 七年試驗期間各處理所施入氮、磷、鉀量分別如下：

(1) 氮：CD：11,400 kg N ha⁻¹、HD：11,400 kg N ha⁻¹、PC：11,400 kg

N ha⁻¹、PM：7,125 kg N ha⁻¹、SBM：7,125 kg N ha⁻¹、SA：10,039 kg N ha⁻¹。

(2) 磷：CD：4,560 kg P ha⁻¹、HD：9,348 kg P ha⁻¹、PC：7,570 kg P ha⁻¹、PM：2,636 kg P ha⁻¹、SBM：1,539 kg P ha⁻¹、SA：5,131 kg P ha⁻¹。

(3) 鉀：CD：6,840 kg K ha⁻¹、HD：5,187 kg K ha⁻¹、PC：17,996 kg K ha⁻¹、PM：4,133 kg K ha⁻¹、SBM：3,363 kg K ha⁻¹、SA：7,498 kg K ha⁻¹。

3. 試驗設計：試驗田有七種施肥處理，每處理四重複，以逢機完全區集排列，小區面積為 6.27 m²，施肥處理為：

(1) 牛糞堆肥 (cattle dung compost, CD)；

(2) 豬糞堆肥 (hong dung compost, HD)；

(3) 雞糞堆肥 (chicken dung compost, PM)；

(4) 大豆粕 (soybean meal, SBM)；

(5) 豌豆苗殘體堆肥 (pea seedling residue compost, PC)；

(6) 輪施區 (牛糞堆肥—豌豆苗殘體堆肥—豬糞堆肥—大豆粕—雞糞堆肥)(sequential application the above five kinds of compost mentioned, SA)；

(7) 未施肥料 (without fertilizer, Control)。

4. 施肥方式：各處理全程施用有機肥料。施肥量依作物施肥手冊之各作物推薦氮肥量換算成堆肥施用量，以有效性氮為基準，不考慮磷與鉀。堆肥於整地時一次施入，並與土壤充分混合，作物生長期間不另施肥。

堆肥施用量之計算方式：
$$\text{堆肥用量} = \frac{\text{氮肥推薦量}}{\text{堆肥氮含量}} \times 2 \text{ 或 } 1.25$$
，其中，牛

糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗堆肥殘體之礦化率以 50%計，大豆粕和雞糞堆肥則以 80%計。

所有土壤採回至實驗室後，均風乾、磨碎並過 20 mesh 之篩網，置於夾鏈袋中儲存，並進行化學分析。

二、堆肥

堆肥由桃園改良場提供試驗用之牛糞堆肥、豬糞堆肥、雞糞堆肥、大豆粕與豌豆苗殘體堆肥及台中縣霧峰鄉農業試驗所提供試驗用之泥炭、豬糞堆肥。堆肥樣品經 65°C 烘乾、磨碎後置於夾鏈袋中儲存，並進行化學分析。

三、分析項目

- (一) 土壤樣品均測定土壤基本性質、水溶性有機碳含量與以酸水解測定土壤有機質易變動庫與難分解庫含量。
- (二) 堆肥樣品測定其水分含量、水溶性有機碳含量與以酸水解測定堆肥中有機質易變動庫與難分解庫含量，其結果如表二、表三、表四、表五所示。

四、樣品分析

(一) 試劑

1. Bray-1 萃取劑：取 15 mL 1.0 N 氟化銨溶液及 25 mL 0.5 N 鹽酸溶液混合，定量至 500 mL。
2. Mehlich III 萃取劑 (Mehlich III extraction mixture)：0.2 N 醋酸、0.25 N 硝酸銨、0.015 N 氟化銨、0.013 N 硝酸及 0.001 M EDTA (Mehlich, 1985)。
 - (1) Mehlich III 儲備液：加入 277.8 g 氟化銨與 1.46 g EDTA 於 1200 mL 去離子水中，稀釋至 2L 定量瓶 (PE 瓶) 中並混合之。
 - (2) 秤取 1000 g 硝酸銨於 40 L 純水中，加入 20 mL Mehlich III 儲備液，再加入 575 mL 醋酸與 41 mL 硝酸，以純水稀釋至 50 L 並混合。此溶液之 pH 值為 2.5 ± 0.1 。

表二、試驗用堆肥之碳與氮濃度

Table 2. C and N content of the composts

Treatment	N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	C/N
TPeat ¹	6.17 ± 1.80	249 ± 28.4	40.4
THDC	30.1 ± 2.18	380 ± 38.4	12.6
CDC	33.2 ± 1.52	452 ± 45.3	13.6
HDC	29.7 ± 5.31	466 ± 46.3	15.7
PMC	47.7 ± 5.61	329 ± 64.7	6.9
SBMC	69.6 ± 5.90	481 ± 73.7	6.9
PCC	27.4 ± 3.76	443 ± 74.9	16.2

1. TPeat: peat from TARI; THDC: hog dug compost from TARI; CDC: cattle dug compost from TDARES; HDC: hog dung compost from TDARES; PMC: chicken dung compost from TDARES; SBMC: soybean meal from TDARES; PCC: pea seeding residue compost from TDARES.



表三、試驗用堆肥之可溶性有機碳濃度與以鹽酸水解後所得之變動庫與難分解庫濃度

Table 3. Dissolved organic C content, labile pool, and recalcitrant pool content of the composts determined by HCl solution hydrolysis

Treatment	DOC (mg kg ⁻¹)	Labile pool		Recalcitrant pool	
		N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)
TPeat ¹	19.7 ± 0.50	4.6 (74.2) ²	7.8 (3.12)	1.59 ± 1.38 (25.8)	241 ± 29.7 (96.7)
THDC	21.9 ± 0.78	14.3 (47.5)	12.1 (3.18)	15.6 ± 1.96 (52.7)	368 ± 87.7 (96.8)
CDC	21.1 ± 0.39	24.3 (73.2)	11.4 (2.52)	8.89 ± 0.60 (26.7)	441 ± 48.0 (97.5)
HDC	21.5 ± 0.81	9.2 (31.1)	44.0 (9.44)	20.5 ± 3.36 (68.9)	422 ± 91.5 (90.6)
PMC	21.7 ± 0.22	17.6 (36.9)	110 (33.4)	30.2 ± 4.81 (63.2)	219 ± 21.5 (66.5)
SBMC	26.4 ± 0.60	55.4 (79.6)	176 (36.6)	14.2 ± 3.39 (20.3)	305 ± 20.2 (63.3)
PCC	21.4 ± 0.56	20.1 (73.4)	14.4 (3.25)	7.27 ± 1.35 (26.5)	429 ± 31.7 (96.7)

1. TPeat: peat from TARI; THDC: hog dug compost from TARI; CDC: cattle dug compost from TDARES; HDC: hog dung compost from TDARES; PMC: chicken dung compost from TDARES; SBMC: soybean meal from TDARES; PCC: pea seeding residue compost from TDARES.
2. The number in parenthesis is the ratio of the labile pool and the recalcitrant pool to total N or C in percentage.

表四、試驗用堆肥由硫酸二階段水解所得之易變動碳庫濃度

Table 4. Labile C pool content of the composts determined by two-step H₂SO₄ hydrolysis

Treatment	Labile pool I		labile pool II	
	Saccharide C (g kg ⁻¹)	Polyphenol I (g kg ⁻¹)	Cellulose C (g kg ⁻¹)	Polyphenol II (g kg ⁻¹)
TPeat ¹	9.0 ± 0.40 (3.62) ²	1.53 ± 0.26 (0.61)	7.82 ± 0.72 (3.1)	5.45 ± 0.15 (2.2)
THDC	53.1 ± 2.75 (14.0)	2.68 ± 0.15 (0.71)	53.40 ± 8.62 (14.1)	7.06 ± 0.43 (1.9)
CDC	42.1 ± 1.88 (9.31)	0.97 ± 0.01 (0.21)	64.45 ± 6.48 (14.3)	4.57 ± 0.37 (1.0)
HDC	41.3 ± 2.39 (8.85)	2.43 ± 0.07 (0.52)	59.37 ± 0.79 (12.7)	7.57 ± 0.53 (1.6)
PMC	23.6 ± 3.02 (7.18)	2.42 ± 0.08 (0.74)	30.90 ± 2.24 (9.4)	5.73 ± 0.22 (1.7)
SBMC	223 ± 4.99 (46.3)	3.26 ± 0.13 (0.68)	29.51 ± 0.14 (6.1)	5.06 ± 0.17 (1.1)
PCC	69.8 ± 5.94 (15.8)	2.09 ± 0.15 (0.47)	109.32 ± 14.88 (24.7)	3.52 ± 0.02 (0.8)

1. TPeat: peat from TARI; THDC: hog dug compost from TARI; CDC: cattle dug compost from TDARES; HDC: hog dung compost from TDARES; PMC: chicken dung compost from TDARES; SBMC: soybean meal from TDARES; PCC: pea seeding residue compost from TDARES.
2. The number in parenthesis is the ratio of the labile pool to total C in percentage.

表五. 試驗用堆肥由硫酸二階段水解所得之難分解庫濃度

Table 5. Recalcitrant pool content of the composts determined by two-step H₂SO₄ hydrolysis

Treatment	recalcitrant pool		(Saccharide C + cellulose C) / total polyphenol	Cellulose C / (Saccharide C + cellulose C)
	N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)		
TPeat ¹	5.2 ± 3.64 (83.9) ²	174 ± 21.9 (70.1)	2.4	0.46
TCDC	14.9 ± 1.68 (49.4)	113 ± 0.07 (29.7)	10.9	0.50
CDC	14.4 ± 0.88 (34.6)	189 ± 10.1 (41.8)	19.3	0.61
HDC	14.6 ± 0.76 (43.1)	138 ± 12.9 (94.2)	10.2	0.59
PMC	25.9 ± 5.86 (54.4)	168 ± 1.90 (51.0)	6.7	0.57
SBMC	17.9 ± 1.08 (25.8)	243 ± 20.1 (50.5)	30.3	0.12
PCC	25.6 ± 0.96 (93.5)	179 ± 8.21 (40.5)	31.9	0.61

1. TPeat: peat from TARI; TCDC: cattle dug compost from TARI; CDC: cattle dug compost from TDARES; HDC: hog dung compost from TDARES; PMC: chicken dung compost from TDARES; SBMC: soybean meal from TDARES; PCC: pea seeding residue compost from TDARES.
2. The number in parenthesis is the ratio of the recalcitrant pool to total N or C in percentage.

3. 單一試劑 (single solution)

- (1) 5 N 硫酸：將 70 mL 濃硫酸稀釋至 500 mL。
- (2) 鉬酸鉍溶液：將 20 g 鉬酸鉍 ($[(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}]$) 溶於去離子水中並定量至 500 mL。
- (3) 抗壞血酸 (ascorbic acid)：將 1.32 g 抗壞血酸溶於 75 mL 去離子水中。
- (4) 酒石酸銻鉀 (1 g Sb L^{-1}) 溶液：將 0.2743 g 酒石酸銻鉀 ($\text{KSbC}_4\text{H}_4\text{O}_7$) 溶於去離子水中並稀釋成 1,000 mL。
- (5) 混合液 (250 mL)：將 125 mL 5 N 硫酸、37.5 mL 鉬酸鉍、75 mL 抗壞血酸及 12.5 mL 酒石酸銻鉀混合後即可使用，但由於抗壞血酸易氧化，所以混合液不宜放置 24 小時以上，抗壞血酸宜於使用前加入。

4. 10 mM Mn(III)-焦磷酸鹽溶液

- (1) 0.1 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ：以 4.46 g $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 溶於去離子水中並定量至 100 mL。
- (2) 0.5 M H_2SO_4 ：取 5 mL 濃硫酸以去離子水稀釋並定量至 50 mL 後，取 13.9 mL 稀釋液，以去離子水定量至 50 mL。
- (3) 0.1 M KMnO_4 ：以 1.58 g KMnO_4 溶於去離子水中並定量至 100 mL。
- (4) 0.1 M MnSO_4 ：以 1.69 g $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 溶於去離子水並定量至 100 mL。
- (5) 在 250 mL 定量瓶中，加入約 100 mL 去離子水，之後依序加入 75 mL 0.1 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 、11.5 mL 0.5 M H_2SO_4 、5 mL 0.1 M KMnO_4 。
- (6) 搖均後立即加入 20 mL 0.1 M MnSO_4 ，加水至體積，溶液呈酒紅色，以棕色瓶裝妥後置於暗處備用。

5. 草酸標準溶液

- (1) 50 mM 草酸溶液：以 3.1508 g 草酸 ($\text{C}_2\text{H}_2\text{O}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 126.07 g/mole) 溶於去離子水中，定量至 500 mL。
- (2) 2.5 mM 草酸溶液：取 50 mM 草酸溶液 2.5 mL，稀釋成 50 mL。

- (3) 2.0 mM 草酸溶液：取 50 mM 草酸溶液 2.0 mL，稀釋成 50 mL。
- (4) 1.5 mM 草酸溶液：取 50 mM 草酸溶液 1.5 mL，稀釋成 50 mL。
- (5) 1.0 mM 草酸溶液：取 50 mM 草酸溶液 1.0 mL，稀釋成 50 mL。
- (6) 0.5 mM 草酸溶液：取 50 mM 草酸溶液 1.0 mL，稀釋成 100 mL。
6. 6 M 鹽酸：取 513 mL 濃鹽酸以去離子水定量至 1000 mL。
7. 葡萄糖標準溶液
- (1) 100 mg L⁻¹ 葡萄糖溶液：秤 0.1 g 超純葡萄糖，溶解並定量至 1,000 mL。
- (2) 20 mg L⁻¹ 葡萄糖溶液：取 100 mg L⁻¹ 葡萄糖溶液 10 mL，稀釋成 50 mL。
- (3) 40 mg L⁻¹ 葡萄糖溶液：取 100 mg L⁻¹ 葡萄糖溶液 20 mL，稀釋成 50 mL。
- (4) 60 mg L⁻¹ 葡萄糖溶液：取 100 mg L⁻¹ 葡萄糖溶液 30 mL，稀釋成 50 mL。
- (5) 80 mg L⁻¹ 葡萄糖溶液：取 100 mg L⁻¹ 葡萄糖溶液 40 mL，稀釋成 50 mL。
8. 50 g L⁻¹ 酚溶液：取 5 g 酚溶解後，以去離子水定量至 100 mL。
9. 2.5 M 硫酸：取 138.9 mL 濃硫酸以去離子水定量至 1,000 mL。
10. 1 M 硫酸：取 55.6 mL 濃硫酸以去離子水定量至 1,000 mL。
11. Folin-Denis 試劑 (Dyer, 1984)
- (1) 取約 70 mL 去離子水置於 250 mL 三角燒瓶中，依序溶入 25 g 鎢酸鈉 (Na₂WO₄ · 2H₂O)、5 g 磷鉬酸 (H₃PO₄ · 12MoO₃ · 30H₂O)，之後加入 12.5 mL 磷酸。
- (2) 將三角燒瓶接上回流裝置後，於抽風櫃中加熱至沸騰 (加熱板溫度約 250°C)。
- (3) 煮沸二小時，取出放冷，並以去離子水定量至 250 mL。
- (4) 溶液於棕色瓶裝妥，於暗處保存。
12. 350 g L⁻¹ (w/v) 碳酸鈉溶液：以 350 g 碳酸鈉 (Na₂CO₃) 溶解於約 700 mL 之去離子水中，待完全溶解後，定量至 1,000 mL。

13. 0.1 g L^{-1} 單寧酸 (tannic acid) 溶液: 取 100 mg 單寧酸溶於去離子水中，並定量至 1,000 mL。

(二) 土壤基本性質分析

1. pH 值 (1:1)(McLean, 1982)

秤 20 g 土壤於塑膠燒杯中，加入 20 mL 去離子水，攪勻後靜置一小時，期間偶爾攪拌之，以 pH 計測定。

2. 飽和水導電度 (Rhoades, 1982)

秤 50 g 土壤於塑膠燒杯中，加去離子水達飽和，攪勻後靜置一小時，期間偶爾攪拌之，抽氣過濾後收集慮液，以導電度計測定。

3. Mehlich III 可萃取性陽離子 (Mehlich *et al.*, 1985)

秤 4 mL 之土壤於 50 mL 之塑膠離心管內，加入 40 mL Mehlich III 萃取液，於 200 rpm 下震盪五分鐘，後以 Whatman[®] No. 1 濾紙 (孔徑 $11 \mu\text{m}$) 過濾。以原子吸收光譜儀 (Hitachi, 180-30, Japan) 測定鉀、鈣、鎂、鐵、錳、銅與鋅之濃度。

4. Bray-1 磷 (Bray and Kurtz, 1945): 以 Bray No.1 法萃取之磷作為土壤有效性磷的指標。

(1) 以 1:10 (soil/water, w/v) 之比率混和 Bray No.1 萃取液與土壤。

(2) 於 150 rpm 下震盪五分鐘後以 Whatman[®] No. 1 濾紙過濾。

(3) 收集慮液，取適當體積 (2-5 mL) 之濾液於 50 mL 定量瓶中，加去離子水至約 40 mL。

(4) 搖均後加入 8 mL 之單一試劑 (Murphy and Riley, 1962)，並以去離子水定量之刻度，搖均後靜置 30 分鐘，於 882 nm 下測其吸光值。

5. 總氮與總碳: 取適量 (約 20-40 mg) 之土壤樣品包入錫囊後以元素分析儀 (EA1108, FISONs, Italy) 測定。

(三) 堆肥基本性質分析

1. 總氮與總碳: 取磨碎後之堆肥樣品包入錫囊後，以元素分析儀 (EA1108, FISONs, Italy) 測定。

(四) 水溶性有機碳含量分析

1. 萃取 (修改自 Ghani and Perrott, 2003)

- (1) 將 1 g 土壤或 1 g 堆肥置於 15 mL 塑膠離心管中，加入 10 mL 去離子水。
- (2) 於 150 rpm 下震盪 30 分鐘後取出，於 2,800 rpm ($r = 5$ cm) 離心五分鐘。
- (3) 以 Whatman[®] No. 42 濾紙 (孔徑 $2.5 \mu\text{m}$) 過濾，收集濾液 (Eaton, 1995；王，1998)。

2. 測定 (Bartlett and Ross, 1988)

- (1) 將 2 mL 濾液置入玻璃試管後加入 1 mL 10 mM Mn(III)-焦磷酸鹽溶液，充分混合後加入 1 mL 濃硫酸，快速搖均。
- (2) 靜置 18 小時，於 495 nm 下測吸光值。
- (3) 標準溶液以草酸配成 2.5、2.0、1.5、1.0、0.5、0.0 (去離子水) mM 之溶液為之，須當日鮮配。

(五) 有機質易變動庫含量 (Rovira and Vallejo, 2007)

1. 土壤或堆肥之有機氮含量

- (1) 秤 1 g 土壤或 0.3 g 堆肥置於分解管中，加入 20 mL 6 M HCl 溶液，置於高溫爐中，在 105°C 下水解 18 小時。
- (2) 以抽氣漏斗及 Whatman[®] GF/A 濾紙 (孔徑 $1.6 \mu\text{m}$) 減壓過濾去除上清液，並用去離子水清洗數次，至流出溶液為中性。
- (3) 將殘體置於預先秤重之培養皿上，在 60°C 下烘乾，之後秤重。
- (4) 以元素分析儀分析水解後殘體之碳與氮含量。
- (5) 計算被水解之碳與氮含量：被水解的碳 = 總碳含量 - 殘體碳含量；
被水解的氮 = 總氮含量 - 殘體氮含量。

2. 以硫酸溶液二步驟之水解土壤

- (1) 秤 1 g 土壤或 0.3 g 堆肥置於分解管中，加入 20 mL 2.5 M H_2SO_4 ，置於高溫爐中，在 105°C 下水解 30 分鐘。
- (2) 以 Whatman[®] GF/A 濾紙 (孔徑 $1.6 \mu\text{m}$) 過濾，收集水解液 (易變動庫 I, labile pool I)。殘體則以去離子水洗淨、烘乾。
- (3) 殘體置於分解管中，以 2 mL 13 M H_2SO_4 在室溫下水解，並靜置過夜後，以去離子水將 H_2SO_4 稀釋至 1 M，在高溫爐中，以 105°C 水

解 180 分鐘。

(4) 以 Whatman[®] GF/A 濾紙過濾，收集水解液（易變動庫 II，labile pool II）。

(5) 殘體（難分解庫，recalcitrant pool）以去離子水洗淨，重複數次。最後將殘體置於預先秤重之培養皿中，在 60°C 下烘乾。

3. 在易變動庫 I 與 II 中，分別測定總碳水化合物 (total carbohydrate) 表示易變動庫中易被生物利用者，與總聚酚 (total polyphenols) 表示易變動庫中難被微生物利用者。

4. 計算不分解指數 (recalcitrance index, RI)：

$$RI_C = (\text{未水解碳 (unhydrolyzed C)} / \text{總有機碳 (total organic C)}) \times 100$$

$$RI_N = (\text{未水解氮 (unhydrolyzed N)} / \text{總氮 (total organic N)}) \times 100$$

5. 總碳水化合物分析：假設碳水化合物 (carbohydrate) 重量與碳 (carbohydrate C) 之比值為 2.5。以 phenol-sulfuric 方法 (Works and Works, 1972) 測定：

(1) 以每 2 mL 含 0、20、40、60、80 μg 葡萄糖溶液製作標準曲線，當校正用。

(2) 取 2.0 mL 且含有 0-80 μg 糖（以六碳糖為計算基準）之水溶液到 15 mL 之試管中。

(3) 加入 1.0 mL 50 g L^{-1} 之酚溶液，並均勻混合之。

(4) 快速加入 5.0 mL 濃硫酸至試管中，並快速混合。

(5) 靜置 30 分鐘，使之自然冷卻。

(6) 在 490 nm 下測吸光值。

6. 總聚酚分析：假設聚酚 (polyphenol) 重量與碳 (polyphenolic C) 之比值為 1.86。以 Folin-Denis 方法 (Dyer, 1984) 測定：

(1) 以單寧酸 (tannic acid, $\text{C}_{76}\text{H}_{52}\text{O}_{46}$) 做為標準品。

(2) 取一定量體積樣品置於 50 mL 玻璃定量瓶中，並加去離子水至約 35 mL。

(3) 加入 2.5 mL Folin-Denis 試劑，搖均後靜置三分鐘，使其反應。

(4) 加入 5 mL 350 g L^{-1} 之碳酸鈉溶液，混合搖均。

(5) 使用去離子水定量至 50 mL，混合均勻。

(6) 於 30 分鐘後，在 760 nm 下測吸光值。

五、統計分析

所有資料均以 SAS 軟體進行 ANOVA 分析，再以鄧肯氏多變域比較測定 (Duncan's multiple range test)，比較各處理間之差異。使用 Microsoft Office Excel2007 作簡單線性相關分析各項土壤基本性質、水溶性有機碳、易變動庫與殘留庫間之相關性。



結果與討論

一、台中農業試驗所第 35 號試驗田

(一) 土壤基本性質

台中農試所第 35 號試驗田共有七種施肥處理，經過 13 年水旱田輪作後，其土壤基本性質如表六所示。

1. pH 值

測定土壤 pH 值可得到重要的土壤訊息，更是肥力診斷的重要指標之一。土壤 pH 值會影響元素有效性、毒物質溶解程度並與微生物活性與土壤含鹽基程度有關。本試驗田的土壤 pH 值在 5.1 至 5.8 之間，以 Chem-N 處理最低，與其他處理呈現顯著差異。比較不同肥料種類之 CK 處理、Chem-N 處理與 Comp 處理，顯示因 Chem-N 處理所施用的氮肥為硫酸銨與尿素，均為產酸肥料 (acid-forming fertilizer)，長期施用之結果使得土壤的 pH 值下降 (Lockeretz, 1980; Stone *et al.*, 1991)。而長期施用堆肥的 Comp 處理能使土壤的 pH 值提升，其原因在於堆肥中的鹽基濃度。當有機物中鹽基陽離子濃度高時，易與有機陰離子鍵結，將 OH 釋放出來，進而使得 pH 值增加或微生物活性提升 (Asghar and Kanehiro, 1980; Hue *et al.*, 1989)。比較相同施肥量下，不同有機肥料的特性之 Comp+1/3 N、GM+1/3N 與 Peat+1/3 N 處理可知，綠肥與泥炭施用均會降低土壤 pH 值，應為綠肥耕入土中後快速分解，釋出有機酸與氮礦化所致，而泥炭則因無鹽基，且 C/N 較高，分解較慢，對於土壤 pH 值之變化緩衝能力較低。比較三種不同氮肥量之 Comp、Comp+1/3 N、Comp+2/3 N 處理可知，施用化學氮肥多者，其 pH 值也較低。

表六、農業試驗所第 35 號試驗田第 13 作水稻收穫後之土壤化學性質

Table 6. Some selected soil chemical properties of the TARI after the harvesting of the 13th crop

Treatment	pH	EC ²	Total N	Total C	Bray-1 P K		Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu
	(1:1)	(ds m ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)					
CK ³	5.7 ab ¹	0.23 b	4.7 d	18.0 c	22.7 de	51.3 c	567 c	134 c	1202 c	43.1 a	6.2 c	2.3 a
Chem-N	5.1 d	0.29 ab	5.0 cd	17.2 c	34.4 cd	68.6 d	402 e	139 c	1174 c	35.4 abc	5.9 c	2.2 a
Comp	5.8 a	0.29 ab	5.5 ab	21.0 bc	74.4 b	86.2 a	872 a	213 b	1839 a	38.3 ab	12.6 b	1.5 b
Comp+1/3 N	5.6 b	0.30 ab	5.8 a	23.0 b	90.2 a	90.1 a	890 a	225 b	1565 b	19.2 d	16.4 a	1.5 b
Comp+2/3 N	5.4 c	0.36 a	5.8 a	23.4 b	86.4 ab	88.9 a	774 b	216 b	1537 b	23.1 d	16.4 a	1.5 b
GM+1/3 N	5.3 c	0.32 ab	5.3 bc	17.7 c	46.1 c	83.5 ab	473 d	228 b	1528 b	25.2 d	15.7 a	2.3 a
Peat+1/3 N	5.3 c	0.28 ab	5.8 a	37.4 a	14.8 e	75.9 bc	852 a	313 a	1571 b	28.4 bcd	10.7 b	1.1 c

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($P < 0.05$) using Duncan's multiple range test.

2. EC: electric conductivity of saturation extract; K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, and Cu: Mehlich III extractable K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, and Cu, respectively.

3. CK: without fertilizer; Chem-N: totally chemical fertilizer; Comp: Compost; GM: Green manure.

2. EC 值

土壤鹽度對作物影響甚大，作物對於鹽度的耐受度也因作物種類而異。一般而言，土壤鹽度常以土壤飽和水電導度值 (EC) 為指標，是可溶性鹽類與養分濃度多寡的指標，超過 4 dS m^{-1} 者稱為鹽土，表示可溶性鹽類濃度過高，會抑制一般作物之生長。本試驗田土壤 EC 值均在 0.2 至 0.4 dS m^{-1} 之間，屬於無鹽度之範圍 (Jackson, 1958)，顯示本試驗田的操作條件下，未累積可溶性鹽。

3. 總碳

土壤之有機質為土壤成分中有機的部分，包含動物、植物與微生物殘體以及難分解的腐植質。土壤有機質會影響土壤之通氣、養分保存、提供微生物碳源與外源化合物之解毒等。本試驗田土壤總碳濃度介於 17.2 至 37.4 g kg^{-1} 之間，以 Peat+1/3 N 處理最高、Chem-N 處理最低，由於泥炭之碳氮比高，在土壤中被礦化速率較慢，因此，可以累積較多有機質，進而提升土壤中的碳濃度；單施化學肥料之處理並未施入有機資材，僅有作物殘體提供有機質，因此，所累積的有機質量較少，且施入之化學氮肥可降低土壤中的碳氮比，對於礦化作用有利。比較不同施肥種類的 CK 處理、Chem-N 處理與 Comp 處理，三者間在統計上無顯著差異，但以 Comp 處理者最高，而該處理比 CK 處理、Chem-N 處理所施入的碳量多。比較施入不同量化學氮肥的 Comp、Comp+1/3 N、Comp+2/3 N 三處理，各處理的碳濃度無顯著差異，以 Comp+2/3 N 處理為三處理中最高者，而王 (1996) 與黃 (2005a) 之研究均指出 Comp+2/3 N 處理之作物乾物重為較高者，因此，被犁入土壤的有機質量也多。比較相同施氮量下，不同有機肥料的 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 三處理，其中 GM+1/3 N 處理之有機碳濃度最低，因為綠肥耕入土壤後分解較其他二者快，故無法有效增加土壤有機質之濃度；而 Peat+1/3 N 處理濃度最高，因為泥炭之碳氮比高，礦化較慢。

有機肥料與化學肥料同時施用會增加土壤中易變動碳庫之濃度 (Purakyastha *et al.*, 2008)，並促進有機質分解，而以硫酸水解豬糞堆肥

所測得之易變動碳庫濃度也較泥炭高 (表四)，顯示豬糞堆肥易分解的比例相對較高，因此，Comp+1/3 N 處理所能累積的總碳較 Peat+1/3 N 少。

4. 總氮

氮是自然界中濃度最多的元素之一，在土壤中氮存量僅佔其中的一小部分，對植物有效者更是少數，但卻是影響作物生長最明顯的因子。本試驗田土壤總氮量介於 4.7 至 5.8 g kg⁻¹ 之間，以 CK 處理最低而 Peat+1/3 N 和 Comp+2/3 N 二處理最高，因為 CK 處理未另外施入肥料，且作物乾物重為所有處理中最低者 (黃，2005a)，由作物殘體輸入的氮也相對較少；Peat+1/3 N 處理的總氮量高，因其碳氮比較高 (表一)，分解緩慢，亦使得較多的氮累積於土壤中，同時泥炭具有較高的陽離子交換容量，可保留由其他來源所提供之無機態氮 (Brady and Weil, 2004)；Comp+2/3 N 處理則是因為施氮量為所有處理中最多者，且作物生長狀況最佳，由作物殘體輸入之氮相對較多，使得土壤中氮濃度也較多。比較不同肥料處理的 CK、Chem-N 與 Comp 三處理，以 Comp 處理最高並與其他處理有顯著差異，在三種不同施肥處理中，以 Comp 處理所施入的難分解氮為三處理中最多，因此，相對累積的氮也較其他二者高。

在相同施氮量、不同有機肥料施用處理之 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 處理中，以 GM+1/3 N 處理的總氮濃度最低，Peat+1/3 N 處理總氮濃度最高。由於綠肥快速分解之特性，使其無法在土壤中累積大量的氮，而泥炭則碳氮比高 (表二)，分解較慢，故在相同施氮量下，其能累積的氮濃度較其他二處理多。比較不同施氮量處理之 Comp、Comp+1/3 N 與 Comp+2/3 N 三處理，土壤的總氮濃度隨施氮量之增加而增加，三處理間無顯著差異。土壤的總氮濃度隨總碳濃度增加而顯著增加 ($r = 0.547^{***}$) (表七)。

5. Bray-1 P

由 Bray No.1 萃取之土壤中的有效性磷與土壤質地、性質、施入肥料種類與管理不同而不同。長期施用有機肥料使酸性土壤之 pH 值

趨於鹼性 (Tester, 1986; 鍾等, 1993; 王與趙, 1995; 周, 2006), 並有助於有機磷之礦化作用進行 (Hoyt and Turner, 1975; Hue *et al.*, 1989)。本試驗田中, 土壤 Bray-1 磷除 Peat+1/3 N 處理外, 施用有機資材者皆高於單施化學肥料者, 由於在施入有機肥料之處理, 除了施用過磷酸鈣之外, 隨著施入之肥料亦施入磷, 因此, 施入有機肥料之處理, 其施入的磷量較單施化學肥料者高。施由有機肥料施入的磷總量以豬糞堆肥最多 ($204 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)、綠肥次之 ($39 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)、泥炭最少 ($7 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)。前人研究亦指出添加堆肥會造成有效磷濃度的增加 (Meek, 1979; Haynes and Swift, 1989), 此外, Toor 與 Bahl (1997) 及 Reddy 等人 (1999) 之研究顯示合併使用廐肥與化學肥料, 亦會增加土壤有效磷濃度。

而有機磷之礦化與 C/P 有關, 一般 C/P 小於 200 時有淨礦化作用, 大於 300 時則有淨固定化作用 (黃, 2005b)。泥炭的 C/P 為 1,464 (TP = 0.17 g kg^{-1}), 施入土壤中會有淨固定化作用, 使隨有機肥料施入的磷不易被礦化, 也是 Peat+1/3 N 處理 Bray-1 磷濃度少的原因之一。

6. 可萃取之陽離子

使用 Mehlich 3 試劑萃取之陽離子濃度可以表示植物有效性之離子濃度。試驗土壤可萃取鉀濃度在 51.3 至 90.1 mg kg^{-1} 之間, 以有使用堆肥的三處理較高、CK 處理最低, 且與各處理間均出現顯著差異。由於有機肥料中含有鉀, 因此, 除了化學肥料施入之鉀外, 尚有由有機肥料施入之鉀, 施入總量以綠肥最多 ($320 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)、泥炭次之 ($254 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)、堆肥最低 ($117 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$)。

試驗土壤 Mehlich 3 可萃取鈣濃度為 402.6 至 890.1 mg kg^{-1} , 除 CK 處理外, 其餘處理均在施入化學磷肥時同時施入相同量鈣。施用有機肥料之處理則因有機肥料含有鈣, 使土壤的鈣濃度增加, 讓土壤有效性鈣濃度亦增加。

鎂的來源主要由原生礦物分解，常以較弱之鍵結吸附在土壤膠體之交換位置上，因此，易受到淋洗而流失。土壤的 Ca/Mg 比在大於六時將可能使植物出現缺鎂之現象 (Jokinen, 1981; 黃, 2005b)，而試驗土壤並無此狀況。試驗土壤的鎂濃度在 134.2 至 313.9 mg kg⁻¹ 之間，以 Peat+1/3 N 處理之濃度最高，而 CK 處理最低，不同肥料處理對鎂濃度略有影響。

土壤中鐵與錳有效性隨其離子型態而異，受到 pH 值、氧化還原電位、質地、水分濃度與有機質濃度影響。有機資材本身鐵、錳濃度與其有機質濃度，將會影響有機肥料施入土壤後鐵與錳的有效性。化學肥料處理則因其 pH 值降低而使其有效性上升。各處理中鐵濃度以 Comp 處理 (1,839 mg kg⁻¹) 高，Chem-N 處理 (1,175 mg kg⁻¹) 低，錳濃度則為 CK 處理 (43.1 mg kg⁻¹) 高而 Comp+1/3 N 處理 (19.2 mg kg⁻¹) 低。顯示不同肥料處理影響土壤中鐵與錳的有效性。

土壤中的鋅與銅濃度受堆肥施入影響。土壤溶液中有 60% 的鋅以有機錯合物的形態存在，其有效性與土壤溶液中濃度、吸附位置與有機質鍵結有關 (Shuman, 1991; Storey, 2007)。表五顯示，施入有機肥料之處理的土壤鋅濃度較高、僅施化學肥料者低。銅在土壤中多與有機質和礦物鍵結 (Kopsell and Kopsell, 2007)，移動性低 (McBride, 1981; Kopsell and Kopsell, 2007)。超過 98% 之土壤溶液中的銅是以有機質錯合的型態存在 (黃, 2005b)。因此，在總碳濃度較少的 CK 處理與 Chem-N 處理銅有效性高，而總碳多者如 Peat+1/3 N 處理的銅有效性相對較低。

表七、台中農試所土壤酸水解後之不穩定庫與難分解庫濃度與化學性質之線性相關係數

Table 7. Linear correlation coefficients between the soil labile and recalcitrant pool and chemical properties at TARI

	EC	TN	TC	DOC	Bray1 P	Saccharide C	Cellulose C	Polyphenol I	polyphenol II	S-N	S-C	HCl-N	HCl-C [#]
pH	-0.368**	0.059	-0.076	0.076	0.254*	-0.159	0.102	-0.036	0.209	-0.042	-0.066	0.117	-0.182
EC		0.231	0.048	-0.076	0.219	0.114	0.089	0.029	0.027	0.164	0.065	-0.248	0.029
TN			0.547***	-0.535	0.480***	0.547	0.720*	0.239	0.344**	0.456	0.529*	-0.103	0.457
TC				-0.399	0.053	0.581*	0.735*	0.075	0.556*	0.543	0.891	-0.124	0.789*
DOC					0.289	0.406	0.523	0.164	0.252	0.421	0.464	-0.102	0.460
Bray1 P						0.225	0.315	0.135	0.109	-0.270	-0.121*	-0.298*	-0.220
Saccharide C [#]							0.742***	0.435**	0.581*	0.524**	0.643*	0.024	0.636***
Cellulose C [#]								0.014	0.063	0.736**	0.780	0.245	0.306*
Polyphenol I [#]									-0.168	-0.031	0.082	0.032	0.091
Polyphenol II [#]										0.651	0.679	-0.183	0.148
S-N [#]											0.693**	-0.559	0.685***
S-C [#]												-0.131	0.960***
HCl-N [#]													0.211

*, **, *** Significant at 0.05, 0.01, 0.001 probability level, respectively.

Saccharide C, cellulose C, polyphenol I, polyphenol II: the labile pool determined by H₂SO₄ solution two step hydrolysis; S-N, S-C: the nitrogen and carbon of the recalcitrant pool in the soil determined by H₂SO₄ solution two step hydrolysis, respectively; HCl-N, HCl-C: the nitrogen and carbon of in the recalcitrant pool in the soil determined by HCl solution hydrolysis, respectively.

(二) 水溶性有機碳

水溶性有機碳是有機質中可溶解的部分，可溶解的有機質是易變動 (labile) 有機質中重要之劃份，並可做為微生物能量之來源、提供可礦化的氮、磷與硫，且會影響金屬離子，使其成為可溶解的錯合物 (Stevenson, 1994; Zhang, 2007)。水溶性有機碳含有可溶性有機酸、胺基酸、碳水化合物與酚類化合物等 (王, 1996)，能快速反應土壤有機質之變動，作為土壤有機質變動之指標。本試驗田之土壤水溶性有機碳濃度介於 0.51 至 0.53 mg kg^{-1} 之間，以 CK 處理濃度高、Peat+1/3 N 處理濃度低 (表八)，因為泥炭的碳氮比大，礦化慢 (表二)，能溶出的可溶性有機碳濃度少所致 (表三)。就不同施肥種類而言，CK、Chem-N 與 Comp 處理的水溶性有機碳濃度，以未施肥之 CK 處理 (0.53 mg kg^{-1}) 較高，施有機肥的 Comp 處理 (0.51 mg kg^{-1}) 較低，可見施入有機肥的土壤之可溶性有機碳濃度少，應為有機肥料施入後，較多的有機質使土壤團粒構造變較佳，進而使得較多有機質受到物理或化學之保護，讓水溶性有機碳濃度變少 (Six *et al.*, 2000; West and Post, 2002; Dou *et al.*, 2008)。以相同氮施用量、不同有機肥料種類之 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 處理而言，以 GM+1/3 N 處理 (0.52 mg kg^{-1}) 高、Peat+1/3N 處理 (0.51 mg kg^{-1}) 低，顯示綠肥犁入土壤並經過一季的水稻栽培後，仍有比其他處理濃度高的水溶性碳，而泥炭則甚難分解，其所溶出之水溶性有機碳濃度較少。不同施氮量的 Comp、Comp+1/3 N 與 Comp+2/3 N 處理之水溶性有機碳濃度皆無顯著差異，顯示化學氮肥之氮施入量並不影響水溶性有機碳之濃度。

表八、農試所第 35 號試驗田之水溶性有機碳與由鹽酸水解所得之易變動庫與難分解庫碳與氮濃度

Table 8. Dissolved organic C, labile pool and recalcitrant pool content in the soil of TARI determined by HCl solution hydrolysis

Treatment	DOC (mg kg ⁻¹)	Labile pool		Recalcitrant pool	
		N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)
CK ²	0.532 ± 0.012 a ¹	4.78 a (100) ⁴	12.18 bc (67.7)	ND ³ (-)	5.82 ± 1.18 d (32.3)
Chem-N	0.517 ± 0.003 abc	4.76 a (95.2)	10.73 c (62.4)	0.24 ± 0.06 b ¹ (4.8)	6.47 ± 0.59 cd (37.6)
Comp	0.513 ± 0.002 abc	5.20 a (96.3)	12.05 bc (57.7)	0.20 ± 0.08 b (3.7)	8.85 ± 0.84 bc (42.3)
Comp+1/3 N	0.512 ± 0.004 bc	5.56 a (98.8)	12.97 b (56.4)	0.14 ± 0.07 b (2.5)	10.03 ± 0.70 b (43.6)
Comp+2/3 N	0.515 ± 0.007 abc	5.80 a (100)	12.58 bc (53.8)	ND (-)	10.82 ± 1.96 b (46.3)
GM+1/3 N	0.522 ± 0.007 abc	5.30 a (100)	11.14 bc (63.3)	ND (-)	6.46 ± 0.77 cd (36.7)
Peat+1/3 N	0.509 ± 0.005 c	5.30 a (91.3)	16.96 a (45.4)	0.50 ± 0.13 a (8.7)	20.44 ± 1.11 a (54.6)

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different (P < 0.05) using Duncan's multiple range test.
2. CK: without fertilizer; Chem-N: totally chemical fertilizer; Comp: Compost; GM: Green manure.
3. ND: no detected.
4. The number in parenthesis is the ratio of labile pool or recalcitrant pool to total N or C in percentage.

(三) 以鹽酸一階段水解之氮與碳

土壤中經由 6 M 鹽酸加熱水解，而釋放的有機氮包含蛋白質、核酸、胺基酸醣 (amino sugar) 與腐植質 (Parsons, 1981) 的氮，這些物質中被分解的速率通常較慢 (Stout *et al.*, 1981; Rovira and Vallejo, 2000)，須經過微生物之礦化作用方能轉變成為植物可吸收利用的無機態氮。何 (1987) 之研究顯示，土壤中的有機態氮一般佔總氮量 90% 以上。周 (2006) 之研究顯示，有機態氮佔總氮 95% 以上。土壤有機態氮可簡單地區分成二部分：一部分為作物難利用、微生物難分解的有機態氮，如腐植酸氮、黃酸氮、雜環氮，此類有機態氮很穩定且構造複雜 (Barker and Bryson, 2006; 周, 2006)。另一部分為則是較易被礦化而讓作物利用的有機態氮，如土壤生物體中的氮、殘體中的氮或是由生物體中游離出而未被礦化者，主要為蛋白質、核酸、胺基酸和胺基醣等。本試驗以 6 M 鹽酸加熱水解，促使土壤中黏土礦物與有機膠體中的氮釋放，因其有被礦化之潛能，且能經由微生物分解而被釋放，故可歸類為易變動氮 (labile N)，而難分解之有機質則表示土壤中難被微生物分解部份，為難分解庫 (recalcitrant pool) (Leavitt *et al.*, 1997; Paul *et al.*, 1997; Rovira and Vallejo, 2000)。

本試驗田中，以鹽酸一階段水解之難分解氮濃度在均低於 0.50 g kg^{-1} 。此外，易變動庫中，氮濃度在 4.76 至 5.80 g kg^{-1} 之間，顯示土壤中的氮大部分在易變動庫中 (表八)。難分解庫中，以 Peat+1/3 N 處理最較高、Comp+1/3 N 處理較低，而 CK、Comp+2/3 N 與 GM+1/3 N 三處理均無法測得難分解氮，可見此三種處理提供的氮絕大部分為生物易分解者；而易變動氮庫中，以 Comp+2/3 N 處理最多，各處理間在統計上無顯著差異 (表八)。比較 CK、Chem-N 與 Comp 三處理，可知施用肥料的處理，難分解之氮濃度高於未施肥處理，而在易變動庫之部分，Comp 處理的水解氮濃度較高。本試驗所使用的豬糞堆肥經鹽酸水解後，易變動氮庫佔總氮 47.3%，而難分解氮佔總氮 52.7% (表五)，即由豬糞堆肥所帶入的氮約有一半之比例難分解的氮，因此，施入土壤後，會影響其轉變結果。在相同施氮量處理下的 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 三處理中，以 Peat+1/3 N 處理所難分解的氮濃度較高，在易變動庫濃度則為三者中

之較低者，而 GM+1/3 N 則無法測得難分解氮量，意為綠肥耕入土中後較易被分解，而能夠轉變為不易分解之有機態氮較其他二種資材少。在施不同量化學氮量處理的 Comp、Comp+1/3 N 與 Comp+2/3 N 三處理中，難分解氮量隨施入化學氮量之增加而減少，顯示施入之化學氮肥能增加豬糞堆肥中的有機氮轉換成易變動氮，進而增加易變動氮庫之濃度。徐等人 (2002) 指出，單施化學肥料時，氮的損失較多，在土壤中的難分解量較少；同時，該處理中的有機質增幅較小，其轉化形成的有機氮對土壤有機氮庫的補充相對較小。周 (2006) 之研究結果亦指出，就肥料種類而言，單施化學肥料對可水解全氮影響較小，而施用有機肥料搭配化學肥料的各處理，其對土壤可水解全氮之貢獻較大。

各處理以鹽酸水解後之難分解碳濃度在 5.82 至 20.44 g kg⁻¹ 之間，易變動碳庫濃度則介於 6.85 至 16.96 g kg⁻¹ 之間。難分解庫以 Peat+1/3 N 處理最高而 CK 處理最低，易變動碳庫濃度亦以 Peat+1/3 N 處理最高而 Comp 處理最低 (表八)。將泥炭與豬糞堆肥由鹽酸水解後，其難分解庫碳以豬糞堆肥較多而泥炭較少，但其佔總氮之比例相近 (表三)，顯示此二種有機資材能被鹽酸水解之碳比例相近。就不同施肥處理的 CK、Chem-N 與 Comp 三處理，難分解碳量以 Comp 處理較多，同時易變動碳庫濃度較少，顯示因堆肥中含有的難分解碳量較其他二處理多，而在合理的施肥處理下，可以減少土壤中易變動碳庫之濃度，進而減少有機質流失。就相同施肥量、不同有機肥料的 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 三處理而言，Peat+1/3 N 處理之難分解碳庫濃度高，佔總碳之比例亦高 (54.6%)，而 Comp+1/3 N 處理之難分解碳庫佔總碳之比例低 (43.6%)。由鹽酸水解泥炭與豬糞堆肥之結果可知，二者難分解碳佔總碳的比例相近，豬糞堆肥的難分解碳濃度高 (表三)。此外，由硫酸水解液中生物易分解程度 ((Saccharide C+ cellulose C)/total phenol) 而言，豬糞堆肥比泥炭多 (表五)，顯示豬糞堆肥中有較高比例之生物易利用碳，使得 Comp+1/3 N 處理之難分解碳庫比 Peat+1/3 N 處理者低。綠肥則因其犁入土壤後較易被分解，使其易變動碳庫為三處理中佔總碳比例最高者 (63.6%)，而能轉變成土壤中之難分解庫濃度較少。比較不同施氮量之 Comp、Comp+1/3 N、

Comp+2/3 N 三處理，顯示施入化學氮肥有利於易變動碳庫濃度提升，但是，施入之化學氮肥量未顯著影響易變動碳庫之濃度。

(四) 硫酸二階段水解

使用不同濃度的硫酸與水解時間，可分別萃取出不同可水解程度的有機質，並可將其再細分為生物易利用之碳水化合物 (carbohydrate) 與生物難利用之聚酚 (polyphenol) (Rovia and Vallejo, 2007)。Oades 等人 (1970) 表示：第一階段以 2.5 M 硫酸水解，所得到的分解產物之碳水化合物的測值可表示單醣 (monosaccharide) 或多醣類 (polysaccharide) 濃度，其來源包含植物 (半纖維素、澱粉殘體) 與微生物 (微生物細胞壁)，此一階段水解產物可稱為不穩定庫 I (labile pool I)，以下稱為醣 (saccharide C)；第二階段則先以 13 M 硫酸作用後再調整為 1 M 硫酸溶液進行水解，所得之碳水化合物的測值可表示纖維素 (cellulose) 濃度，此階段水解產物可稱為不穩定庫 II (labile pool II)，以下稱作纖維素 (cellulose C)，而不穩定庫 I 與 II 之濃度將隨土壤有機碳增加而增加 (Rovia and Vallejo, 2007)。水解後之殘渣則稱為難分解庫 (recalcitrant pool)，主要成分為木質素 (lignin)。木質素經由生物分解後之部分即是在不穩定庫 I 與 II 中所測得的總聚酚濃度 (polyphenol I 與 polyphenol II)，而木質素分解會減少難分解庫的量 (Rovia and Vallejo, 2007)。

1. 第一階段水解

生物易利用之醣濃度介於 2.82 至 4.53 g kg⁻¹ 之間，以 Peat+1/3 N 處理最高、Chem-N 處理最低 (表九)。比較不同施肥種類的 CK、Chem-N 與 Comp 處理，以 Chem-N 處理的測值低，顯示施用化學肥料之處理，其生物易利用的醣較少，因為施用化學肥料時並無外加有機質且添加化學肥料亦會促使有機質分解；Comp 處理之醣濃度顯著高於 Chem-N 處理者，因有機物施入土壤中除了由有機物而來之生物易利用醣外，亦會由微生物代謝產生醣類。比較相同施氮量、不同施肥種類的 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 三處理，以 GM+1/3 N 處理之醣濃度最低，因綠肥犁入土壤後易被分解而利用，在種植一作水稻之後，所剩餘之生物易利用的醣濃度較少；Peat+1/3 N 處理之醣多，雖

然泥炭不易分解，但其施入土壤後能夠保存水分並增加土壤的孔隙率，讓土壤中的生物活性增加，因而增加對泥碳之作用，讓醣變多。

比較不同施氮量的 Comp、Comp+1/3 N、Comp+2/3 N 三處理，Comp 處理之醣濃度低，且顯著低於其他二處理，其他二處理濃度則相近，顯示化學肥料與堆肥混合施用能增加土壤醣濃度，但在試驗處理中，混施化學肥料量之多寡並不影響碳水化合物之測值。

生物難利用的總聚酚 I (難分解庫 I) 濃度範圍在 5.75 至 7.15 g kg⁻¹ 間，以 CK 處理與 GM+1/3 N 處理高，Chem-N 處理低 (表九)。比較不同施肥種類的 CK、Chem-N 與 Comp 三處理，CK 處理顯著較高，即不施肥處理之總聚酚 I 濃度高，而施用肥料則使總聚酚 I 濃度下降，其中又以 Comp 處理之量較 Chem-N 處理多，顯示隨有機肥料施入總聚酚 I 之外，因施入有機物增加生物活性，也因而增加總聚酚 I 之形成，而不施肥時，不利生物活動，土壤中原有的有機物分解也較少。比較相同施氮量、不同種類肥料的 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 三種處理，顯示其總聚酚 I 的大小無顯著差異，但以 GM+1/3 N 處理略高，可能與綠肥施入土壤中快速分解，但也同時形成總聚酚 I 有關。比較三種不同施氮量的 Comp、Comp+1/3 N 與 Comp+2/3 N 處理，可見施入化學氮肥有助於作物生長，使根系較大，留在土壤中的有機物多，也使總聚酚 I 濃度增高。黃 (2005a) 之研究指出，農試所試驗田的玉米生長 128 日後 (成熟期)，以 Comp+2/3 N 處理的玉米植體乾重最大，且作物根的乾重亦是最大，而水稻植體的乾重以 Comp+2/3 N 處理最大，但作物根的乾重以 Comp 處理最大。此三處理對醣之濃度高低影響與總聚酚 I 者相同，顯示化學肥料用量提升時，其醣與難分解庫總聚酚 I 濃度均提升。

表九、農試所第 35 號試驗田由硫酸二階段水解所得之易變動碳庫濃度

Table 9. Labile C pools content in the soil of TARI determined by two-step H₂SO₄ hydrolysis

Treatment	Labile pool I		Labile pool II	
	Saccharide C	Polyphenol I	Cellulose C	Polyphenol II
	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)
CK ²	3.12 ± 0.26 cd ¹ (17.3) ³	7.00 ± 0.29 a (38.9)	0.63 ± 0.05 d (3.5)	2.26 ± 0.19 bc (12.6)
Chem-N	2.82 ± 0.32 d (16.3)	5.75 ± 0.56 c (33.4)	0.76 ± 0.18 cd (4.4)	2.17 ± 0.19 c (12.6)
Comp	3.30 ± 0.36 c (21.0)	6.11 ± 0.42 bc (38.9)	0.96 ± 0.08 bc (4.6)	2.19 ± 0.10 c (10.5)
Comp+1/3 N	4.09 ± 0.22 b (17.7)	6.86 ± 0.55 a (29.8)	1.11 ± 0.16 ab (4.8)	2.28 ± 0.30 bc (9.9)
Comp+2/3 N	4.10 ± 0.59 b (17.5)	7.05 ± 0.53 a (30.1)	1.16 ± 0.29 ab (5.0)	2.63 ± 0.37 ab (11.2)
GM+1/3 N	3.92 ± 0.41 b (22.2)	7.15 ± 0.34 a (40.6)	0.78 ± 0.18 cd (4.4)	2.37 ± 0.25 bc (13.5)
Peat+1/3 N	4.53 ± 0.22 a (12.1)	6.77 ± 1.33 ab (18.1)	1.34 ± 0.07 a (3.6)	2.81 ± 0.17 a (7.5)

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different (P < 0.05) using Duncan's multiple range test.
2. CK: without fertilizer; Chem-N: totally chemical fertilizer; Comp: Compost; GM: Green manure.
3. The number in parenthesis is the ratio of labile pool or recalcitrant pool to total C in percentage.

2. 第二階段水解

纖維素之濃度介於 0.63 至 1.34 g kg⁻¹ 之間，以 Peat+1/3 N 處理高、CK 處理低 (表九)。比較不同施肥種類的 CK、Chem-N 與 Comp 三處理，以 Comp 處理較高，CK 處理顯著較低，可見施入有機肥料能增加土壤中纖維素之濃度，而 Comp 處理的纖維素和總碳水化合物濃度 (醣與纖維素之和) 之比值為 0.23 (表十)，亦是三處理間最高。

當纖維素與總碳水化合物濃度之比值下降時，土壤的總有機碳濃度將會提升 (Rovia and Vallejo, 2007)。比較不同肥料種類、相同施氮量的 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 三處理，三處理間之纖維素濃度均有顯著差異，以 GM+1/3 N 處理所含有的纖維素濃度低，應是新鮮植體容易被分解，而當季翻入的綠肥已被大量分解，而剩餘與新加入之纖維素量不若其他二處理多。不同施氮量的 Comp、Comp+1/3 N 與 Comp+2/3 N 之三處理之纖維素濃度無顯著差異，顯示施氮量的多寡並不會對於纖維素之濃度造成顯著影響。Rovira 與 Vallejo (2002) 之研究指出纖維素和總碳水化合物的比值隨著有機質分解的程度而下降，因纖維素 (cellulose C) 降解成醣 (saccharide C)，被歸類在醣中所致。

生物難利用之總聚酚 II 濃度介於 2.17 至 2.81 g kg⁻¹ 之間，並以 Peat+1/3 N 處理高、Chem-N 處理低 (表九)。比較不同施肥種類之 CK、Chem-N 與 Comp 三處理之總聚酚 II，三處理間無顯著差異，以 CK 處理略高，顯示施肥料於土壤後，能夠增加有機質分解，而使得難分解之木質素降解成總聚酚 II。比較相同施氮量、不同施肥種類的 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 三處理之總聚酚 II，以 Peat+1/3 N 處理顯著高於其他二者。由於泥炭礦化速率慢，且含有之難分解有機質多，能被水解與生物易利用之比例低 (表五)，使其總聚酚 II 濃度多。比較不同施氮量的 Comp、Comp+1/3 N 與 Comp+2/3 N 處理，施用高量化學氮肥的 Comp+2/3 N 處理，其總聚酚 II 濃度高，顯示在高施氮量之處理，可產生的總聚酚 II 與纖維素均多。在本階段劃分中，纖維素與總聚酚 II 間有顯著之正相關 ($r = 0.603^{***}$) (表七)。

表十、農試所第 35 號試驗田由硫酸二階段水解所得之難分解氮與碳庫濃度
 Table 10. Recalcitrant N and C pool content in the soil of TARI determined by two-step H_2SO_4 hydrolysis

Treatment	Recalcitrant pool		(Saccharide C + cellulose C) / total polyphenol	Cellulose C /total carbohydrate
	N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)		
CK ²	0.49 ± 0.02 c ¹ (10.4) ³	4.46 ± 0.64 c (24.8)	0.40	0.17
Chem-N	0.54 ± 0.12 c (10.8)	4.25 ± 0.70 c (24.7)	0.45	0.21
Comp	0.62 ± 0.12 bc (11.3)	7.34 ± 1.11 bc (35.1)	0.51	0.23
Comp+1/3 N	0.66 ± 0.05 ab (11.6)	7.35 ± 1.12 bc (32.0)	0.57	0.21
Comp+2/3 N	0.82 ± 0.22 a (14.1)	9.31 ± 2.29 b (39.8)	0.54	0.22
GM+1/3 N	0.48 ± 0.07 c (9.1)	4.48 ± 0.93 c (25.5)	0.49	0.17
Peat+1/3 N	0.78 ± 0.11 a (13.4)	16.56 ± 4.71 a (44.3)	0.61	0.23

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($P < 0.05$) using Duncan's multiple range test.
2. CK: without fertilizer; Chem-N: totally chemical fertilizer; Comp: Compost; GM: Green manure.
3. The number in parenthesis is the ratio of recalcitrant pool to total N or C in percentage.

3. 難分解庫之氮與碳

難分解氮庫濃度介於 0.48 至 0.82 g kg⁻¹ 之間，以 Comp+2/3 N 處理較多，CK 處理與 GM+1/3 N 處理較低 (表十)。比較不同施肥種類之 CK、Chem-N 與 Comp 三處理之難分解庫氮濃度，三處理間無顯著差異。比較相同施氮量、不同肥料之 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 三處理之難分解庫氮濃度，以 Peat+1/3 N 處理之難分解庫氮濃度最高，應與泥炭之碳氮比高 (表二)，分解速率緩慢，且難分解氮庫比例較豬糞堆肥高有關 (表五)。GM+1/3 N 處理之難分解氮量較少，應與綠肥易被分解，而其本身所含之難分解氮少，在土壤中被轉換成難分解氮量亦少有關。比較不同施氮量的 Comp、Comp+1/3 N 與 Comp+2/3 N 三處理之難分解氮庫，Comp+2/3 N 處理者濃度顯著高於其他處理者，顯示施入之化學氮量多時，將有助於難分解氮之形成，使土壤保有較多的難分解氮。而難分解氮庫濃度隨總氮量之降低而減少 (Rovia and Vallejo, 2007)。

難分解碳庫濃度介於 4.25 至 16.56 g kg⁻¹ 之間，以 Chem-N 處理最低、Peat+1/3 N 處理最高 (表十)。不同施肥種類的 CK、Chem-N 與 Comp 三處理難分解碳庫濃度無顯著差異，但以 Comp 處理的難分解庫碳較高，顯示施入的有機肥料中含有生物難分解之有機質，並可增加土壤難分解庫碳之形成。比較相同施肥量、不同施肥種類的 Comp+1/3 N、GM+1/3 N 與 Peat+1/3 N 之三處理難分解庫碳濃度，以 Peat+1/3 N 處理較多，應與施入之泥炭難分解碳之比例高 (表五)，進而影響其施入土中後對於土壤碳之累積有關，而豬糞堆肥則因可水解部分生物易利用的濃度高，且其難分解碳之比例也較泥炭低 (表五)，進而讓土壤生物活性高，而使得難分解庫的不易於土壤中形成與累積。雖然綠肥易分解，但施入綠肥仍有助於難分解庫碳之增加 (與 Chem-N 處理比較)。在不同施氮量之 Comp、Comp+1/3 N 與 Comp+2/3 N 三處理中之難分解碳庫無顯著差異，以 Comp+2/3 N 處理之難分解碳庫含量較多。黃 (2005) 之研究指出，Comp+2/3 N 處理的作物生質量最大，因此，殘留在土壤中的作物殘株相對較多，使得該處理的難

分解碳濃度因而增高。

以二階段水解所測得之總碳水化合物(醣和纖維素之和)與總聚酚(總聚酚 I 與總聚酚 II 之和)測值比較可知: Peat+1/3 N 處理能提供之生物分解碳比例較多, CK 與 Chem-N 處理所能提供之生物分解碳比例較少(表十)。也就是說,施用有機肥料所能提供之微生物易利用碳源較單施化學肥料者多。由纖維素佔總碳水化合物(醣與纖維素之和)之比例可知, Comp 與 Peat+1/3 N 處理之纖維素濃度較高,而 GM+1/3 N 處理與 CK 處理則較低(表十),此一結果與施用的有機資材之本質有關。

4.不同碳庫大小比較

硫酸二階段水解中,醣佔總碳的 12.1-22.2%,以 GM+1/3 N 處理較高, Comp 處理次之, Peat+1/3 N 處理較低(表九);總聚酚 I 佔總碳的 18.1-38.9%,以 CK 與 Comp 處理較高, Peat+1/3 N 處理較低(表九);纖維素佔總碳的 3.5-5.0%,以 Comp+2/3 N 處理較高, Comp+1/3 N 處理次之, CK 處理較低(表九);總聚酚 II 佔總碳 7.5-13.5%,以 GM+1/3 N 處理較高, Chem-N 處理次之, Peat+1/3 N 處理較低(表九);難分解碳庫佔總碳 24.7-44.3%,以 Peat+1/3 N 處理較大高, Comp+2/3 N 處理次之, Chem-N 處理較低(表十)。

二、高雄改良場旗南分場之 20 年試驗田

(一) 土壤基本性質

高雄改良場旗南分場之 20 年試驗田共包含了二種輪作制度(R1 與 R2)與三種不同施肥處理(單施有機肥料處理之有機區、同時施用有機肥料與化學肥料處理之折衷區和單施化學肥料處理之慣行區),組合成六種不同之試驗處理,經過 20 年後之土壤基本性質如表十一所示。

表十一、高雄農業改良場旗南分場試驗田經 20 年耕作後之土壤化學性質

Table 11. Some selected soil chemical properties of the KDARES-CBS after cultivated for 20 years

Treatment	pH	EC	Total N	Total C	Bray-1 P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu
	(1:1)	(dS/m)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)				(mg kg ⁻¹)			
R1												
R1OT ³	7.2 b ¹	0.5 a	2.6 a	25.7 a	36.3 b	155 a	2226 b	202 a	1157 b	58 a	16.2 ab	2.4 a
R1IT	6.9 c	0.3 b	2.0 ab	20.6 a	82.4 a	129 b	1999 b	147 b	1285 ab	51 a	14.8 bc	1.4 c
R1CT	6.5 d	0.3 bc	1.0 cd	9.3 b	24.5 b	105 c	745 c	71 c	1566 a	39 b	9.0 d	1.5 c
R1OS	7.5 a	0.3 bc	1.9 abc	19.9 a	107.5 a	170 a	2651 a	222 a	1206 b	60 a	17.4 a	1.9 b
R1IS	7.4 ab	0.3 c	1.2 bcd	10.5 b	88.7 a	116 bc	1974 b	138 b	1087 b	38 b	13.3 c	1.6 c
R1CS	6.9 c	0.2 d	0.8 d	7.4 b	30.4 b	65 d	988 c	96 c	1088 b	27 c	9.6 d	1.6 c
R2												
R2OT	7.1 b	0.5 a	3.6 a	30.4 a	65.5 cd	136 a	3073 a	254 a	1196 b	85 b	16.6 a	2.4 b
R2IT	6.7 c	0.4 b	3.9 a	12.1 b	123.1 a	122 a	2258 b	176 b	1387 a	61 c	16.1 b	1.4 d
R2CT	6.0 e	0.4 b	2.3 b	16.0 b	74.8 bc	93 bc	835 d	101 d	1085 c	51 c	8.7 d	2.4 b
R2OS	7.3 a	0.3 b	3.4 a	13.6 b	64.4 d	122 a	2373 b	191 b	1010 c	132 a	14.7 b	3.7 a
R2IS	7.1 b	0.3 b	4.1 a	10.9 b	82.6 b	110 ab	1727 c	141 c	1312 a	65 c	10.7 c	1.9 c
R2CS	6.4 d	0.2 c	1.9 b	14.6 b	66.4 cd	75 c	727 d	99 d	1034 c	56 c	7.8 d	1.2 bc

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($P < 0.05$) using Duncan's multiple range test.
2. EC: electric conductivity of saturation extract; K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, and Cu : Mehlich III extractable K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, and Cu, respectively.
3. OT: the topsoil of the organic farming; IT: the topsoil of the intermediate farming; CT: the topsoil of the conventional farming; OS: the subsoil of the organic farming; IS: the subsoil of the intermediate farming; CS: the subsoil of the conventional farming.

1. pH 值

長期施用有機肥料可以使土壤 pH 值提升，使之趨近於鹼性 (Tester, 1986；鍾等，1993；王與趙，1995；周，2006)。試驗土壤 pH 值在 6.0 至 7.5 之間，在相同輪作制度下，土壤 pH 值均為有機區 > 折衷區 > 慣行區。徐與蔡 (2001) 指出，於試驗開始時，土壤的 pH 值是 6.6，經過 10 年不同之施肥處理後，有機區之 pH 值最高，折衷區次之，慣行區最低，且在二種輪作制度下均如此。顯示土壤 pH 值會受到施用之肥料種類與施入之有機質濃度影響而改變。

2. EC 值

試驗土壤 EC 值在 0.2 至 0.5 dS m⁻¹ 之間，屬無鹽度範圍。不論在何種輪作系統下，其值以單施用化學肥料之處理低，而單施用有機肥料之處理高。表土的 EC 值較底土高，因施肥處理均於表土進行，肥料大部分累積於表土，被淋洗至底土的離子較少所致。此外，有機區之施肥量較慣行區高，有機物礦化是增加土壤 EC 值的原因之一。

3. 總氮

經過 20 年不同施肥處理後的 R1 表土有機碳總氮濃度在 1.0 至 2.6 g kg⁻¹ 之間，R1 底土總氮濃度在 0.8 至 1.9 g kg⁻¹ 之間，R2 表土有機碳濃度在 2.3 至 3.6 g kg⁻¹ 之間，R2 表土有機碳濃度在 1.9 至 3.4 g kg⁻¹ 之間 (表十一)。其濃度以單施有機肥料之處理多，而單施化學肥料之處理少。由於施肥時考慮有機肥料中的氮在當期只有 50% 會被礦化，因而有機區所施入的氮量為慣行區的二倍，折衷區則為慣行區的 1.5 倍。因此，單施化學肥料之處理和其他二者均有顯著差異，不論在 R1 或 R2 都如此。此外，R2 的總氮濃度比 R1 高，但 R2 施入之氮肥量較少，顯示田間管理、作物種類與施肥量均會影響土壤中之肥料氮的轉變與存留。

4. 總碳

在旗南分場的土壤中，R1 表土總碳濃度在 9.3 至 25.7 g kg⁻¹ 之間，R1 底土總碳濃度在 5.5 至 19.9 g kg⁻¹ 之間，R2 表土總碳濃度在 12.1

至 30.4 g kg^{-1} 之間，R2 表土總碳濃度在 10.9 至 14.6 g kg^{-1} 之間。在 R1 總碳濃度以有機區 > 折衷區 > 慣行區，且表土濃度比底土高。R2 總碳濃度則以有機區 > 慣行區 > 折衷區，但除了有機區表土之總碳濃度與其他處理有顯著差異外，其餘均無差異。徐與蔡 (2001) 指出，試驗開始時土壤有機碳量為 13.4 g C kg^{-1} ，在試驗第 10 年時，有施用有機肥料的處理，其土壤有機質濃度均增加，如 R1 有機區處理為 19.3 g C kg^{-1} 、R2 有機區處理為 24.3 g C kg^{-1} ，而單施用化學肥料的處理，其土壤有機質濃度降低，顯示施入有機肥料，無論在何種輪作系統下，均能增加土壤有機碳。

比較 R1 與 R2 的慣行區土壤總碳濃度，顯示在第三階段的輪作系統中，R2 因有種植綠肥，故土壤總碳濃度較 R1 高。蔡 (2005) 之研究指出，R2 種植田菁後，土壤性質獲得改善，R1 種植水稻時，R2 種植田菁，比較秋作萵苣產量，慣行區 R2 比 R1 增產 64% 至 70%，而有機區 R2 比 R1 增產 190% 至 313%，顯示種植田菁後作物增產，因田菁犁入土壤，增加土壤有機質與氮含量，且作物產量增加後，有較多的植物殘體留於土壤中，又可增加土壤有機質濃度。

5. Bray-1 P

表觀上，土壤的有效性磷受 pH 影響。一般而言，土壤 pH 值在 5.5 至 6.5 之間將可使植物有效性磷最多，當 pH 值高至 7.2 時磷多以植物較不易利用之 HPO_4^{2-} 存在。土壤有機質會減少磷的吸附，並增加植物有效磷的濃度。有機質分解後的腐植酸與其他有機酸則能減少磷與其他陽離子（如：鐵、鋁、鈣）結合成為難溶性的磷酸鹽 (Bradely *et al.*, 1953; Nagarajah *et al.*, 1970; Holford *et al.*, 1975; Sanchez, 2006)。在試驗土壤的有效性磷濃度在 R1 表土為 24.5 - $36.3 \text{ mg P kg}^{-1}$ ，R1 底土為 30.4 - 107 mg P kg^{-1} ，R2 表土為 23.1 - $74.8 \text{ mg P kg}^{-1}$ ，R2 底土為 64.4 - $82.6 \text{ mg P kg}^{-1}$ 。在試驗期間，R1 有機區由有機肥料施入 $5,256 \text{ kg P ha}^{-1}$ ，R1 折衷區由有機肥料施入 $1,971 \text{ kg P ha}^{-1}$ ，R2 有機區由有機肥料施入 $3,895 \text{ kg P ha}^{-1}$ ，R2 折衷區由有機肥料施入 $1,461 \text{ kg P ha}^{-1}$ 。R1 表土的有效性磷以折衷區 > 有機區 > 慣行區，

與折衷區的土壤 pH 值較有機區低，利於有效性磷之形成有關。此外，折衷區亦施入有機肥料，但慣行區未施入有機肥料，而土壤有機質不但能減少磷的固定，且有機質肥料本身含有有機磷，相對地比慣行區施入的磷多，而使折衷區有效磷濃度較高。R1 底土的有效性磷以有機區較高，慣行區較低，應是溶解性磷隨可溶性有機質進入底土累積。游 (1997) 之研究亦指出，有機區經過多年有機肥料的施用，而使有機區底土的磷濃度比其他處理高。

R2 表土有效性磷濃度亦以折衷區最多，顯示同時施用有機肥料與化學肥料可增加有效磷濃度，是因本處理的土壤 pH 值接近 6.5，且其施入的磷肥量較慣行處理多。R2 的底土的有效性磷濃度亦是折衷區最高，與其他處理有顯著差異，顯示同時有機肥料與化學肥料時，其有機物能增加磷之有效性並減緩磷之固定。不同處理底土的有效性磷呈現顯著之差異，顯示磷向底土移動，且因有機物之施入而使其移動量增加 (Hao *et al.*, 2008)。

6. 可萃取陽離子

(1) 第一輪作區 (R1)

鉀之濃度介於 65 至 170 mg kg^{-1} 之間，施入有機肥料處理之鉀濃度高、單施用化學肥料的處理鉀濃度低，因有機肥料中含有鉀，使得施入量比其他二處理高，讓土壤可萃取鉀濃度多 (R1 有機區共由有機肥料施入 16,348 kg K ha^{-1} ；R1 折衷區共由有機肥料施入 8,174 kg K ha^{-1})。鈣濃度介於 745 至 2,651 mg kg^{-1} 之間，以施用有機肥料之處理高、單施化學肥料之處理低，無論在表土或底土均如此。鎂濃度介於 71 至 222 mg kg^{-1} 之間，雖然表土和底土之濃度不同，但相同處理的表土和底土間無顯著差異。鐵則介於 1,087 至 1,566 mg kg^{-1} 之間，表土以單施化學肥料之處理高、施用有機肥之處理低，應是與施化學肥料使 pH 值較低有關。錳介於 27 至 59 mg kg^{-1} 之間，以施用有機肥料之處理高、施用化學肥料之處理低。鋅則是介於 9 至 17 mg kg^{-1} 之間，以單施用有機肥料之處理高。銅介於 1.6 至 2.4 mg kg^{-1} 之間，濃度高低之分佈與鋅相同，銅與鋅

受有機肥料本身含量影響，而使得有機質含量多之處理其鋅、銅可萃取量高。

(2) 第二輪作區 (R2)

鉀之濃度介於 75 至 136 mg kg^{-1} 之間，且施用有機肥料之處理者高，施用化學肥料之處理者低，因為有機肥料本身具有鉀 (R2 有機區共由有機肥料施入 12,112 kg K ha^{-1} ；R2 折衷區共由有機肥料施入 6,056 kg K ha^{-1})，所有農法的表土與底土無顯著差異。鈣濃度介於 727 至 3,073 mg kg^{-1} 之間，以施入有機肥料之處理高、施入化學肥料之處理低，無論在表土或底土均如此，鈣之濃度在各處理間有顯著差異。鎂濃度介於 99 至 254 mg kg^{-1} 之間，除單施化學肥料之處理外，其餘處理的表土和底土有差異，且表土濃度均比底土多。鐵則介於 1,010 至 1,389 mg kg^{-1} 之間，以同時施用化學肥料與有機肥料之處理高、單施化學肥料之處理低，應是同時施用化學肥料與有機肥料之處理的土壤 pH 值較低所致。錳介於 51 至 133 mg kg^{-1} 之間，以單施有機肥料之處理高、單施化學肥料之處理低，且單施有機肥料之處理和其他處理均有顯著差異。鋅濃度介於 8 至 17 mg kg^{-1} 之間，以單施有機肥料之處理高。銅濃度介於 1 至 4 mg kg^{-1} 之間，且同時施用有機肥料與化學肥料之處理的表土，銅有效性最低。

(二) 可溶性有機碳

1. 第一輪作區 (R1)

在 R1 中，土壤可溶性有機碳濃度在 0.50 至 0.53 mg kg^{-1} 之間，並以慣行區 > 折衷區 > 有機區，且同處理的表土可溶性有機碳濃度較底土少 (表十二)，因上層土壤微生物活性較底土高，可溶性有機碳被利用的量亦高於底土。雖然各處理間呈現顯著差異，但各處理間之濃度差異甚小。顯示施用有機肥料之處理，其能溶出的可溶性有機碳濃度低，應為有機質施入土壤後，讓土壤的團粒構造佳，使得有機質被保護較佳。底土的可溶性有機碳濃度比表土高，顯示土壤可溶性有機碳濃度可隨土壤溶液向下移動 (Dou *et al.*, 2008)。而 R1 在 2004 年後仍保留水旱田輪作，土壤浸水時間較多，較 R2 更能

讓可溶性有機碳向底土移動。

2. 第二輪作區 (R2)

在 R2 中，土壤的可溶性有機碳濃度在 0.50 至 0.52 mg kg^{-1} 之間，並以慣行區 > 折衷區 > 有機區，且同處理的可溶性有機碳濃度均以底土較表土高 (表十二)。表土中三處理之間並無顯著差異，在底土則是以施用有機肥料之處理最低，因為土壤有機質較多，進而讓土壤團粒構造佳，受保護的有機質量較多。此外，R2 的水溶性有機碳濃度在底土均比 R1 少，應為在 2004 年春作調整輪作系統後，R2 成為純旱田系統，因土壤未浸水，可溶解有機碳被帶入底土的量較少所致。

(三) 以鹽酸一階段水解氮與碳

1. 第一輪作區 (R1)

在 R1 輪作區中，表土的易變動氮濃度在 0.70 至 1.72 g kg^{-1} 之間 (表十二)，佔總氮 66.2-78.9%。表土之易變動氮濃度以有機區高而慣行區低，慣行區表土與其他二處理有顯著差異。顯示有機肥料中的氮比化學氮肥施入土壤中更能存留較長的時間。底土的易變動氮濃度在 1.53 至 0.38 g kg^{-1} 之間 (表十二)，佔總氮的 31.7-85.3%。易變動氮濃度以有機區顯著較高，顯示長期施有機肥料亦能使底土的易變動氮量增加。

表土的難分解氮濃度在 0.30 至 0.88 g kg^{-1} 之間，佔土壤總氮的 21.1-33.8% (表十二)。表土之難分解氮濃度以有機區較多，慣行區較低，顯示施入有機肥料多時，難分解氮庫之濃度也高。施用有機肥料對於土壤氮之增加量與其易分解程度有關，碳氮比高者礦化較慢，對於增加土壤氮之作用主要表現在難分解氮之濃度上。本研究顯示，易變動氮之濃度高於難分解氮，因此，可知試驗用的有機肥料中，易被礦化的比例高。底土的難分解氮量在 0.12 至 0.82 g kg^{-1} 之間，佔土壤總氮的 15-68.3% (表十二)。

表十二、高雄改良場旗南分場試驗田之可溶性有機碳與由鹽酸水解所得之易變動庫與難分解庫碳與氮之濃度

Table 12. Dissolved organic C, labile pool and recalcitrant pool content of KDARES-CBS soil determined by HCl solution hydrolysis

Treatment	DOC (mg kg ⁻¹)	Labile pool		Recalcitrant pool	
		N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)
R1					
R1OT	0.497 ± 0.010 a	1.72 a (66.2) ³	4.90 b (19.1)	0.88 ± 0.13 a ¹ (33.8)	20.8 ± 2.52 a (80.9)
R1IT	0.512 ± 0.004 bc	1.58 a (78.9)	7.08 a (34.4)	0.42 ± 0.04 b (21.1)	13.5 ± 1.34 b (65.6)
R1CT	0.529 ± 0.006 a	0.70 b (69.5)	1.90 c (20.4)	0.30 ± 0.08 b (30.5)	7.4 ± 0.59 d (79.6)
R1OS	0.508 ± 0.010 c	1.53 a (80.4)	9.30 a (46.7)	0.37 ± 0.13 b (19.6)	10.6 ± 2.27 c (53.3)
R1IS	0.517 ± 0.004 bc	0.38 b (31.7)	3.11 bc (29.6)	0.82 ± 0.19 a (68.3)	7.4 ± 1.81 d (70.4)
R1CS	0.530 ± 0.006 a	0.69 b (85.3)	2.36 c (8.9)	0.12 ± 0.05 c (15.0)	5.0 ± 0.93 e (91.1)
R2					
R2OT	0.505 ± 0.006 bc	3.30 b (91.7)	14.6 a (48.1)	0.30 ± 0.07 b (8.3)	15.80 ± 1.62 a (51.9)
R2IT	0.505 ± 0.008 bc	3.90 ab (100)	2.49 c (20.6)	ND ² (-)	9.60 ± 0.84 c (79.4)
R2CT	0.513 ± 0.009 abc	4.10 a (100)	9.77 b (61.1)	ND (-)	6.23 ± 0.41 d (38.9)
R2OS	0.504 ± 0.007 bc	2.87 b (84.4)	1.71 c (12.6)	0.53 ± 0.15 a (23.0)	11.89 ± 1.90 b (93.6)
R2IS	0.513 ± 0.006 ab	2.30 c (100)	3.91 c (35.8)	ND (-)	6.99 ± 1.44 d (64.1)
R2CS	0.516 ± 0.010 a	1.90 c (100)	8.78 b (60.1)	ND (-)	5.82 ± 0.52 d (39.9)

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($P < 0.05$) using Duncan's multiple range test.
2. ND: no detected.
3. The number in parenthesis is the ratio of recalcitrant pool to total N or C in percentage.

在底土中，以折衷區之難分解氮庫多，佔總氮之 68%，但其原因則不清楚。黃等人 (1986) 指出大部分施入之化學肥料氮結合在鹼可蒸餾出之氮與胺基酸態氮的部分，有效性高而累積不多。

表土的易變動碳濃度在 1.90 至 7.08 g kg⁻¹ 之間，佔土壤總碳的 19.1-34.4% (表十二)。表土的易變動碳濃度以折衷區最高，顯示化學肥料與有機肥料同時施用，可增加土壤中易變動碳之濃度。此外，蔡 (2005) 之研究指出，2004 年的作物產量以折衷區的作物產量為所有處理中最多者。因此，也有可能是因為作物生長佳，使回到土壤之根生質量多而增加易變動碳。底土的易變動碳濃度在 2.36 至 9.30 g kg⁻¹ 之間，佔總碳 8.9-46.7% (表十二)。處理對底土的易變動碳濃度之影響與其對表土之影響相同，各處理間亦有顯著差異。

表土的難分解碳濃度在 7.40 至 20.80 g kg⁻¹ 之間，難分解碳庫佔總碳的 65.6-80.9% (表十二)，顯示土壤中的碳大部分屬於難分解的部分。表土的難分解碳庫濃度受有機肥料施入量之影響，即施入有機肥料多時，難分解碳庫大。底土的難分解碳濃度在 5.01 至 10.60 g kg⁻¹ 之間，佔總碳的 53.3-91.1% (表十二)。難分解碳庫以慣行區底土的濃度最低，其佔總碳的比例則最高，顯示施用有機肥料之處理亦使底土累積難分解碳庫。

2. 第二輪作區 (R2)

在 R2 輪作區中，表土的易變動氮濃度在 3.30-4.10 g kg⁻¹ 之間，佔總氮的 91.6-100% (表十二)，與 R1 輪作系統有很大的不同，即 R2 輪作區中大部分的氮均在此一劃分中，顯示輪作系統之差異，導致土壤中氮在不同劃分中分佈的不同。R2 輪作系統自 2004 年後不再種植水稻，可能為此現象造成之原因之一。底土的易變動氮濃度在 1.90 至 2.87 g kg⁻¹ 之間，佔總氮比例為 84.4-100% (表十二)。處理對底土易變動氮的影響與其對表土之影響相同。

難分解氮僅於單施有機肥料的有機區測得，濃度分別是表土 0.30 g kg⁻¹ 與底土 0.53 g kg⁻¹，分別佔總氮之 8.3% 與 15.6%，其他處理並未測得難分解氮 (表十二)。單施有機肥料的處理，其施入的有機質

含有難分解的有機質較其他處理多之外，也可能由於微生物活性因施入有機物而增大，形成之難分解氮也多。

表土的易變動碳庫濃度在 2.49 至 14.6 g kg⁻¹ 之間，佔總碳之比例為 20.6-61.1% (表十二)。易變動碳庫佔總碳的比例以慣行區最高，顯示不同之輪作施肥管理方式，對施於土壤中的碳及原存在土壤中碳轉變之影響不同。而蔡 (2005) 之研究指出，在秋作萵苣產量上，R2 慣行區比 R1 之慣行區增產 64-70%。因此，在 R2 輪作系統之慣行區表土之易變動碳庫比 R1 者高，應與作物產量增加，而作物根系在土壤中較多所致。底土的易變動碳庫濃度在 1.71 至 8.78 g kg⁻¹ 之間，佔總碳之 12.6% 至 60.1% (表十二)。以慣行區底土的易變動碳庫濃度最高，佔總碳之比例亦高。

表土的難分解碳庫在 6.23 至 15.8 g kg⁻¹ 之間，佔總碳比例的 38.9-79.4% (表十二)。表土的難分解碳庫濃度以有機區高，慣行區低，各處理間有顯著差異。底土的難分解碳庫在 5.82 至 11.89 g kg⁻¹ 之間，佔總碳比例的 39.9-93.6% (表十二)。底土之難分解碳庫以有機區顯著高於其他處理。由難分解碳之濃度可知，有機肥料之施用可增加土壤中之難分解碳。

單施化學肥料對改善土壤的氮容量作用不大，但具有更新土壤氮之作用。當化學肥料與有機肥料混合施用時，有機肥料提供了部分之有機氮，使該處理之土壤氮難分解量相對較高，雖然其中一部分在土壤有機質分解之過程中礦化成為無機態氮，但仍有一部分成為土壤腐植質，進而增加了土壤有機氮庫之總量 (徐等人，2002)。

在本試驗的二個輪作區中，難分解氮與難分解碳庫均有顯著正相關，R1 之相關係數為 0.710*** (表十三)，R2 之相關係數為 0.758*** (表十四)，顯示此二難分解庫會相互影響。

(四) 硫酸二階段水解

1. 第一輪作區 (R1)

(1) 第一階段水解

在表土的醣濃度在 2.78 至 5.50 g kg⁻¹ 之間 (表十五)，以有機

區濃度高，化學區濃度低。單施有機肥料的有機區，其施入的有機質量為所有處理中最多者，因此，能被生物分解的有機質量亦為所有處理最高，而使其醣濃度較高。底土的醣濃度在 1.77 至 3.28 g kg^{-1} 之間 (表十五)，處理對其分佈的影響與表土相同，各處理間有顯著差異。底土中的醣濃度高，除了與施用有機質之量有關外，應與有機質可水解的部分較易移動，可以由溶液帶入較底層之土壤有關 (Goh *et al.*, 1984)。

在表土之總聚酚 I 濃度在 4.21 至 11.00 g kg^{-1} 之間 (表十五)，以慣行區所含有的總聚酚 I 濃度顯著較低於其他處理，應與本試區未施入有機質肥料有關。在底土之總聚酚 I 濃度在 4.06 至 11.07 g kg^{-1} 之間 (表十五)，以有機區高，亦與其施入的有機質多有關。總聚酚 I 是指分解程度較高的木質素，木質素被分解後會形成生物難利用的酚類化合物，而在總聚酚 I 的濃度中，施入有機肥料較多者，其濃度也較高。

(2) 第二階段水解

表土之纖維素濃度在 0.37 至 1.78 g kg^{-1} 之間 (表十五)。纖維素之濃度以有機區最高，慣行區最低。總碳水化合物之濃度隨土壤有機碳濃度增加而增加，與有機碳濃度有一定之相關 (Rovia and Vallejo, 2007)。底土之纖維素濃度在 0.20 至 0.77 g kg^{-1} 之間，處理對其影響與其對表土之影響相同。

表土之總聚酚 II 之濃度介於 1.40 至 2.82 g kg^{-1} 之間 (表十五)，以有機區顯著高於其他處理。由於有機區完全使用有機肥料，而施用有機肥料之處理，其經由肥料帶入之的難分解有機質較單施化學肥料者高，同時，因施入有機肥料增加土壤中微生物活性，也能因其代謝活動，形成較難分解之總聚酚 II，因此，有機區表土累積較高濃度的總聚酚 II。

表十三、高雄改良場其南分場第一輪作區 (R1) 土壤酸水解後之不穩定庫與難分解庫濃度與化學性質之線性相關係數
 Table 13. Linear correlation coefficients between the soil labile and recalcitrant pool and chemical properties at the KDARES-CBS, R1

	EC	TN	TC	DOC	Bray1 P	Saccharide C	Cellulose C	Polyphenol I	polyhenol II	S-N	S-C	HCl-N	HCl-C [#]
pH	0.026**	0.119	0.351	0.442	0.499	0.081***	-0.222***	0.190	0.532	0.346	0.261*	0.458	0.248
EC		-0.291	-0.779***	-0.673	-0.049	-0.851***	-0.842*	-0.298	-0.537	-0.782*	-0.822	-0.434	-0.293
TN			0.569***	0.300	-0.182	0.252	0.273	0.118	0.011	-0.253	0.191	0.772***	0.445***
TC				0.821	0.105	0.849***	0.858***	0.440	0.624	0.852***	0.856***	0.739***	0.489***
DOC					-0.220	-0.769	-0.804	-0.398	-0.710	-0.846	-0.837	-0.494	-0.293
Bray1 P						-0.024	-0.026	0.020	0.341	0.276*	-0.200	0.132	0.100
Saccharide C [#]							0.945***	0.364*	0.615	0.861***	0.915***	0.472***	0.402**
Cellulose C [#]								0.417**	0.051	0.914***	0.949***	0.435*	0.384
Polyphenol I [#]									-0.349	-0.341	-0.352	-0.225*	-0.098
Polyphenol II [#]										0.625	0.687	-0.036	-0.028
S-N [#]											0.976***	-0.396	-0.613
S-C [#]												-0.627*	-0.892
HCl-N [#]													0.710***

*, **, *** Significant at 0.05, 0.01, 0.001 proprability level, respectively

Saccharide C, cellulose C, polyphenol I, polyphenol II: the labile pool determined by H₂SO₄ solution two step hydrolysis; S-N, S-C: the nitrogen and carbon of the recalcitrant pool in the soil determined by H₂SO₄ solution two step hydrolysis, respectively; HCl-N, HCl-C: the nitrogen and carbon of in the recalcitrant pool in the soil determined by HCl solution hydrolysis, respectively

表十四、高雄改良場旗南分場第二輪作區 (R2)土壤酸水解後之不穩定庫與難分解庫濃度與化學性質之線性相關係數

Table 14. Linear correlation coefficients between the soil labile and recalcitrant pool and chemical properties at the KDARES-CBS, R2

	EC	TN	TC	DOC	Bray1 P	Saccharide C	Cellulose C	Polyphenol I	polyhenol II	S-N	S-C	HCl-N	HCl-C [#]
pH	0.226	0.589***	0.107	-0.287*	-0.148	0.634***	0.181*	0.272	0.070	-0.770	0.078	0.639***	0.583***
EC		0.259	0.484***	-0.271	0.072	0.766***	0.223***	0.166	-0.154	0.624	0.675	0.380**	0.609***
TN			0.177	-0.140	0.277	0.497***	0.195**	0.236	-0.093	0.478	0.412*	0.222	0.257
TC				-0.132	-0.265	0.513***	0.036*	0.100	-0.056	-0.474	0.557**	0.279*	0.515***
DOC					-0.129	-0.452***	-0.292***	0.011	0.110	0.457	-0.462*	-0.386**	-0.475***
Bray1P						-0.031	-0.077	-0.073	0.460	0.084	-0.158	-0.427*	-0.206
Saccharide C [#]							0.210***	0.290*	-0.233	0.903***	0.913***	0.641***	0.775***
Cellulose C [#]								-0.003	-0.057	0.162	0.182***	0.334*	0.572***
Polyphenol I [#]									0.175	0.201	0.148	-0.019	0.049
Polyphenol II [#]										0.181	0.191	-0.095	-0.049
S-N [#]											0.960***	-0.365*	-0.340
S-C [#]												-0.569***	-0.540***
HCl-N [#]													0.758***

*,**,*** Significant at 0.05, 0.01, 0.001 proprability level, respectively

Saccharide C, cellulose C, polyphenol I, polyphenol II: the labile pool determined by H₂SO₄ solution two step hydrolysis; S-N, S-C: the nitrogen and carbon of the recalcitrant pool in the soil determined by H₂SO₄ solution two step hydrolysis, respectively; HCl-N, HCl-C: the nitrogen and carbon of in the recalcitrant pool in the soil determined by HCl solution hydrolysis, respectively

表十五、高雄改良場旗南分場試驗田由硫酸二階段水解所得之易變動碳庫與濃度
 Table 15. Labile C pools content in the soil of KDARES-CBS determined by two-step H_2SO_4 hydrolysis

Treatment	Labile pool I		Labile pool II	
	Saccharide C (g kg ⁻¹)	Polyphenol I (g kg ⁻¹)	Cellulose C (g kg ⁻¹)	Polyphenol II (g kg ⁻¹)
R1				
R1OT ²	5.50 ± 0.28 a ¹ (21.4)	11.00 ± 0.33 a (42.8)	1.78 ± 0.08 a (6.9)	2.82 ± 0.17 a (11.0)
R1IT	4.23 ± 0.31 c (20.5)	11.19 ± 0.73 a (55.6)	0.99 ± 0.04 b (4.8)	1.56 ± 0.06 c (7.6)
R1CT	2.78 ± 0.09 e (29.9)	4.21 ± 0.09 b (54.3)	0.37 ± 0.03 d (4.0)	1.40 ± 0.22 c (15.0)
R1OS	3.28 ± 0.40 b (16.5)	11.07 ± 0.80 a (40.5)	0.77 ± 0.09 c (3.9)	3.34 ± 0.14 b (16.8)
R1IS	2.36 ± 0.69 d (22.5)	4.26 ± 0.07 b (34.0)	0.41 ± 0.14 d (3.9)	1.44 ± 0.29 c (13.7)
R1CS	1.77 ± 0.45 f (24.4)	4.06 ± 0.09 b (55.6)	0.20 ± 0.04 e (2.7)	0.62 ± 0.09 d (8.5)
R2				
R2OT	4.58 ± 0.20 a (15.1)	10.33 ± 0.42 ab (34.0)	1.35 ± 0.12 a (4.5)	2.95 ± 0.37 b (9.7)
R2IT	3.63 ± 0.16 b (27.1)	10.08 ± 0.49 ab (75.9)	0.88 ± 0.12 b (7.3)	3.64 ± 0.84 a (30.1)
R2CT	2.86 ± 0.17 c (22.5)	9.87 ± 0.22 b (92.4)	0.58 ± 0.04 c (3.6)	2.67 ± 0.19 b (16.7)
R2OS	3.81 ± 0.24 b (23.8)	9.93 ± 0.30 b (85.6)	0.88 ± 0.10 b (6.4)	2.82 ± 0.33 b (20.7)
R2IS	2.96 ± 0.35 c (24.4)	10.36 ± 0.57 a (77.8)	0.63 ± 0.13 c (5.8)	2.58 ± 0.13 b (23.7)
R2CS	2.35 ± 0.25 d (16.1)	10.06 ± 0.33 ab (68.9)	0.39 ± 0.02 d (2.7)	2.93 ± 0.35 b (20.0)

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($P < 0.05$) using Duncan's multiple range test.
2. OT: the topsoil of the organic farming; IT: the topsoil of the intermediate farming; CT: the topsoil of the conventional farming; OS: the subsoil of the organic farming; IS: the subsoil of the intermediate farming; CS: the subsoil of the conventional farming.

底土之總聚酚 II 濃度在 0.62 至 3.34 g kg⁻¹ 之間 (表十五), 各處理間均有顯著差異, 以有機區處理顯著高於其他二處理, 而施入肥料對於總聚酚 II 濃度之影響則與表土之影響相同。

(3) 難分解氮與碳

表土的難分解氮庫濃度在 0.28 至 1.14 g kg⁻¹ 之間 (表十六)。各處理間均有顯著差異, 以有機區之濃度顯著高於其他處理, 本試區所施入之有機質肥料量亦為三處理中最多者。在土壤氮含量充足之狀況下, 由堆肥所施入的氮主要補充進入難分解氮之部分 (周, 2006)。而 R1 有機區作物產量亦是該輪作系統中最高者 (蔡, 2005), Rovia 與 Vallejo (2007) 之研究指出, 新鮮的植物殘體遺留在表層土壤中將有助於土壤有機質腐植化。底土的難分解氮庫在 0.25 至 0.67 g kg⁻¹ 之間 (表十六)。慣行區底土難分解氮之含量顯著低於其他處理, 而施入之肥料對於底土難分解氮庫之濃度之影響則與對於表土難分解氮庫濃度之影響相同。

表土的難分解碳庫濃度在 3.69 至 13.85 g kg⁻¹ 之間 (表十六), 以有機區顯著高於其他處理。各處理間呈現顯著差異, 且與有機肥量施入量呈正相關, 顯示此試驗田所使用之有機質肥料施入土壤後, 會增加土壤中難分解碳庫的累積。而底土難分解碳庫受施肥之影響則與表土之難分解碳庫相同 (表十六)。

(4) 不同碳庫大小比較

表十五與表十六顯示, 表土之醣佔總碳之比例為 20.5-29.9%, 以折衷區最低, 有機區最高。底土之醣佔總碳之比例為 16.5-24.4%, 以有機區最高, 慣行區最低。表土之總聚酚 I 佔總碳之比例為 42.8-55.6%, 以有機區最低, 慣行區最高。底土之總聚酚 I 佔總碳之比例為 34.0-55.6%, 以折衷區最低, 慣行區最高。慣行區所含有的醣與總聚酚 I 佔總碳之比值在表土與底土均高, 顯示慣行區的土壤中醣類與較高度分解的木質素佔總碳的比例高。

表十六、高雄改良場旗南分場試驗田由硫酸二階段水解所得之難分解庫濃度
 Table 16. Recalcitrant pool content in the soil of KDARES-CBS determined by two-step H₂SO₄ hydrolysis

Treatment	Recalcitrant pool		(Saccharide C + cellulose C) / total polyphenol	Cellulose C /total carbohydrate
	N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)		
R1				
R1OT	1.14 ± 0.14 a (43.8) ²	13.85 ± 1.51 a (53.9)	0.53	0.24
R1IT	0.85 ± 0.10 b (42.5)	10.03 ± 0.61 b (48.7)	0.41	0.19
R1CT	0.28 ± 0.02 d (27.7)	3.69 ± 0.24 cd (39.7)	0.56	0.12
R1OS	0.67 ± 0.15 c (35.5)	8.28 ± 2.25 b (41.6)	0.28	0.19
R1IS	0.58 ± 0.07 c (48.4)	5.13 ± 0.81 c (48.9)	0.49	0.15
R1CS	0.25 ± 0.03 d (31.6)	2.34 ± 0.60 d (31.8)	0.42	0.10
R2				
R2OT	0.84 ± 0.05 a (23.3)	11.66 ± 1.28 a (38.3)	0.45	0.23
R2IT	0.54 ± 0.03 a (14.0)	6.73 ± 0.59 c (55.6)	0.33	0.20
R2CT	0.27 ± 0.11 e (11.5)	4.35 ± 0.91 de (27.2)	0.27	0.17
R2OS	0.67 ± 0.05 b (19.8)	8.64 ± 1.30 b (63.5)	0.37	0.19
R2IS	0.44 ± 0.07 c (10.6)	5.53 ± 0.63 cd (50.7)	0.28	0.18
R2CS	0.30 ± 0.05 d (16.0)	3.75 ± 0.63 e (25.7)	0.21	0.14

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different (P < 0.05) using Duncan's multiple range test.
2. The number in parenthesis is the ratio of recalcitrant pool to total N or C in percentage.

表土之纖維素佔總碳比例為 4.0-6.9%，以慣行區最低，有機區最高。底土之纖維素佔總碳比例為 2.7-3.9%，以慣行區最低，其他二處理則相同。表土之難分解庫總聚酚 II 佔總碳的 7.6-15.0%，以折衷區最低，慣行區最高。底土之總聚酚 II 佔總碳的 8.5-16.8%，以慣行區最低，有機區最高。由總聚酚 II 佔總碳的比例可知，有機區底土中含有之初步分解的木質素比例高。表土之難分解碳庫佔總碳比例 39.7-53.9%，以有機區最高，慣行區最低。底土之難分解碳庫佔總碳比例為 31.8-48.9%。

2. 第二輪作區 (R2)

(1) 第一階段水解

表土的醣濃度在 2.9 至 4.6 g kg⁻¹ 之間 (表十五)。以有機區之濃度較高，慣行區較低。底土的醣濃度在 2.3 至 3.8 g kg⁻¹ 之間，各處理有顯著差異 (表十五)，以有機區濃度較高，慣行區濃度較低。施入之有機質量對於 R2 表土醣類濃度的影響在表土與底土均相同，且醣之濃度與土壤中總碳和總氮均呈現顯著相關 ($r = 0.513^{***}$ 與 0.497^{***}) (表十四)，顯示長期施入有機肥料可以增加土壤的總氮與總碳濃度 (表十一)，並且增加土壤中醣類的濃度。

表土的總聚酚 I 濃度在 9.87 至 10.33 g kg⁻¹ 之間 (表十五)。底土的總聚酚 I 濃度在 9.93 至 10.36 g kg⁻¹ 之間 (表十五)，以有機區最低，折衷區最高。表土和底土的總聚酚 I 濃度相近。顯示 R2 輪作系統中，不同施肥處理對於總聚酚 I 之影響不顯著。

(2) 第二階段水解

表土的纖維素濃度在 0.58 至 1.35 g kg⁻¹ 之間 (表十五)，以有機區顯著高於其他處理，顯示單施有機肥料的處理使纖維素濃度稍多。底土的纖維素濃度在 0.39 至 0.88 g kg⁻¹ 之間 (表十五)，以有機區最多，慣行區最少。施入有機肥料量對於纖維素之影響呈現正相關，即施入愈多有機肥料之處理，其纖維素濃度亦越高，在表土與底土均如此。

表土的總聚酚 II 濃度在 2.67 至 3.64 g kg⁻¹ 之間 (表十五)。底

土的總聚酚 II 濃度在 2.58 至 2.93 g kg^{-1} 之間 (表十五)，各處理間無顯著差異。而折衷區表土的總聚酚 II 濃度顯著高於其他處理，顯示在 R2 輪作系統中，由於折衷區之作物產量較高，使得微生物活動旺盛，進而使難分解碳庫中的木質素降解，而使總聚酚 II 濃度增加。

(3) 難分解庫之碳與氮

表土之難分解氮庫濃度介於 0.27 至 0.84 g kg^{-1} 間 (表十六)，以慣行區顯著低於其他處理。Rovia 與 Vallejo (2007) 之研究指出土壤總氮濃度高時，難分解庫的氮濃度亦高，而本研究易得到相同之結果。底土之難分解氮庫介於 0.30 至 0.67 g kg^{-1} 間，以慣行區顯著低於其他處理。施肥對難分解氮庫之影響均以施入有機肥料多者，其所累積之難分解氮濃度高。

表土之難分解碳庫濃度介於 4.35 至 11.66 g kg^{-1} 間 (表十六)，以有機區濃度高，慣行區濃度低。底土的難分解碳庫濃度介於 3.75 至 8.64 g kg^{-1} 間 (表十六)，以有機區濃度高，慣行區濃度低。顯示施入有機質的量將會影響土壤中難分解碳庫之濃度，土壤總碳與難分解碳庫呈顯著正相關 ($r=0.445^{**}$) (表十四)。

(4) 不同碳庫大小比較

表十五與表十六顯示，表土之醣佔總碳濃度為 15.1-22.5%，以慣行區較高而有機區較低。底土之醣佔總碳濃度為 16.1-24.4%，以慣行區較低而折衷區較高。表土之總聚酚 I 佔總碳 34.0-92.4%，以慣行區較高，有機區較低。底土之總聚酚 I 佔總碳 68.9-85.6%，以慣行區較低，有機區較高。表土之纖維素佔總碳之比例為 3.6-7.3%，以慣行區較低，折衷區較高。底土之纖維素佔總碳之比例為 2.7-6.4%，以慣行區較低，有機區較高。由於肥料多施於表土，因此，所施入之生物易分解的不穩定碳在表土中濃度通常較底土多。表土之總聚酚 II 佔總碳的 9.7-30.1%，以有機區較少，折衷區較多。底土之總聚酚 II 佔總碳的 20.0-23.7%，以慣行區較少，折衷區較多。表土的難分解碳庫佔總碳 27.2-55.6%，以慣行區較

少，慣行區較多。底土的難分解庫佔總碳的 25.7-63.5%，以慣行區較少，有機區較多。

三、桃園改良場溫網室

(一) 土壤基本性質

桃園改良場溫網室試驗田經七年處理後，其基本性質如表十七所示。

1. pH 值

在溫網室中的土壤缺乏淋洗，且試驗田長期施用單一種有機資材，肥料本身之特性將會顯著影響土壤 pH 值變動。試驗土壤的 pH 值介於 4.3 至 6.8 之間。王與羅 (2005) 之研究指出試驗用肥料的 pH 值 (1:5, 肥料:水) 分別為牛糞堆肥 (5.1)、豬糞堆肥 (7.1)、雞糞堆肥 (7.1)、大豆粕 (5.6)、豌豆苗殘體堆肥 (6.1)。肥料施入土壤後，施入牛糞堆肥、豌豆苗堆肥與大豆粕之處理造成土壤 pH 值下降，應為其施入土壤中被礦化而分解，產生有機酸、腐植酸，且硝化作用產生之酸會使 pH 值下降。而這些肥料本身的 pH 值較低，且由於肥料之施入量大，使土壤緩衝 pH 之能力降低。而施用豬糞堆肥與雞糞堆肥則可使土壤的 pH 值提升。周 (2006) 之研究結果指出，牛糞堆肥中胺基酸態氮濃度與銨離子濃度顯著高於其他處理，而大豆粕主要成分為蛋白質、含氮量高，礦化作用強，使 pH 值降低，豌豆苗殘體中亦有多量蛋白質可被礦化，因而使得 pH 值降低。

2. EC 值

由於溫室中土壤缺乏淋洗，使得水溶性離子無法經由淋洗而排出。試驗土壤 EC 值普遍偏高，自 1.2 至 3.5 dS m⁻¹ 不等，其中以大豆粕 (1.2 dS m⁻¹) 和雞糞堆肥 (1.3 dS m⁻¹) 處理者低，以牛糞堆肥 (3.5 dS m⁻¹) 處理者高 (表十七)。根據 Jackson (1958) 之土壤鹽度尺，本試驗處土壤之 EC 值屬無鹽度 (0-2 dS m⁻¹) 至低鹽度 (2-4 dS m⁻¹) 等級。此外，牛需食用礦鹽，而礦鹽易在牛實用之時掉入耨材中，而牛糞收集時包括耨材，所以，施用牛糞堆肥之土壤其 EC 值顯著高於其他處理，而長期施牛糞堆肥且在無淋洗作用下，會造成土壤溶液中離子累積過多。

3. 總氮

土壤的總氮濃度在 1.3 至 5.6 g kg⁻¹ 之間，受到各種不同有機資材本身分解之難易程度與施用量影響，所累積的總氮量亦不同（表十七）。由表十七可知，在相同施氮量下，僅施用大豆粕之處理無法增加土壤中總氮之濃度，而雞糞堆肥之處理則可維持土壤原有之總氮濃度（與對照處理比）。大豆粕含氮量高，但較易被礦化，除作物吸收外，相對損失亦較多。在施肥處理之設計上，大豆粕與雞糞堆肥均假設礦化率為 80%，即表示該種肥料較易被分解，所施入的總氮量較少，亦是總氮濃度經 37 作蔬菜後較少之原因。與未施肥之對照處理比，輪施處理則可以維持土壤原有之總氮濃度。

此外，施用豬糞堆肥、豌豆苗殘體堆肥與牛糞堆肥的處理則可以增加土壤總氮之濃度。此三種處理假設礦化率為 50%，故施入的肥料量較多，且其較不易分解，故能存留較多的氮於土壤中。豌豆苗殘體堆肥為在稻穀上孵育豌豆苗，切取其幼苗後，將所有殘餘經堆肥化、腐熟後得到：即未被利用之豌豆仁、部分下胚軸 (hypocotyl) 與根和稻穀之堆肥化產物，此種堆肥可增加土壤中氮之累積。

表十七、桃園區農業改良場不同施肥管理七年後之土壤化學性質

Table 17. Some selected chemical properties of the TDARES soil after cultivating for 7 years

Treatment	pH (1:1)	EC (dS/m)	Total N (g kg ⁻¹)	Total C (g kg ⁻¹)	Bray-1 P (mg kg ⁻¹)	K	Ca	Mg	Fe (mg kg ⁻¹)	Mn	Zn	Cu
Control	5.9 b ¹	1.50 cd	3.1 b	37.1 d	220 b	291 bc	672 d	973 a	616 ab	114 c	5.9 c	65.9 c
CD ³	4.2 d	3.50 a	5.5 a	54.4 b	313 a	301 bc	1608 bc	734 b	537 bc	217 a	3.7 e	52.2 de
HD	6.8 a	1.90 cd	3.6 b	53.4 b	137 c	296 bc	2056 a	382 c	616 ab	85 d	14.6 a	116.0 a
PM	6.4 a	1.30 d	3.1 b	31.8 e	272 ab	511 a	1966 ab	471 c	448 c	166 b	9.6 b	94.7 b
SBM	4.7 c	1.20 d	1.3 c	14.6 f	322 a	210 c	187 c	343 c	526 bc	49 e	4.6 d	21.6 f
PC	4.3 d	2.70 b	5.6 a	69.1 a	331 a	530 a	1809 ab	914 a	737 a	130 c	1.8 f	46.7 e
SA	5.7 b	2.00 c	3.1 b	41.2 c	220 b	360 b	1358 c	333 c	528 bc	123 c	5.4 c	62.1 cd

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($P < 0.05$) using Duncan's multiple range test.
2. EC: electric conductivity; O.M.: organic matter; K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, and Cu, respectively: Mehlich III extractable K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, and Cu, respectively
3. CD: cattle dung compost; HD: hog dung compost; PM: chicken dung compost; SBM: soybean meal; PC: pea seeding residue compost; SA: sequential application of the above five kinds of compost mentioned; Control: without fertilizer

4. 總碳

試驗土壤中總碳濃度為 14.6 至 69.1 g kg⁻¹ 之間，以大豆粕處理者最低、豌豆苗殘體堆肥者最高 (表十七)。但在堆肥組成的資料顯示大豆粕之碳濃度最高 (表二)。而大豆粕與雞糞堆肥處理之土壤，其總碳濃度較未施肥的對照處理低，是由於大豆粕和雞糞堆肥均為易分解的有機資材，在分解時同時會使堆肥中的碳源被礦化，且此二處理的施肥量較其他處理少，使得在加入少而分解快之情況下，碳濃度較其他處理低。由硫酸二階段水解堆肥之結果可知，雞糞堆肥與大豆粕之難分解碳庫占總碳約 51%，但是經施於土壤後，此二處理土壤之難分解碳庫卻比其他處理低，顯示堆肥之組成施入土壤後，其變化並非完全一致。

5. Bray-1 P

試驗土壤中植物有效性磷濃度在 137 至 331 mg kg⁻¹ 之間，以豬糞堆肥處理者最低、豌豆苗殘體堆肥處理者最高 (表十七)。其中，豬糞堆肥的有效性磷濃度顯著低於對照處理，可能是因為其 pH 值較高有關。王與羅 (2005) 之研究指出，豬糞堆肥處理的土壤其有效性磷濃度低，但土壤中有機磷累積過量之情形已相當明顯，作物需求量較少且移動性低的磷已成過量累積的營養元素之一。

6. 可萃取陽離子

在溫室長期種植短期葉菜類，並無淋洗作用，因此，可萃取之陽離子濃度高。可萃取鉀之濃度以雞糞堆肥 (511 mg kg⁻¹) 和豌豆苗殘體堆肥 (530 mg kg⁻¹) 處理顯著高於其他處理 (表十七)；鈣之濃度則以豬糞堆肥 (2,056 mg kg⁻¹) 處理顯著高於其他處理，並以大豆粕 (187 mg kg⁻¹) 處理顯著低於其他處理，此與大豆粕本身含鈣量少有關；鎂濃度以對照處理 (973 mg kg⁻¹) 和豌豆苗殘體堆肥處理 (914 mg kg⁻¹) 顯著高於其他處理；鐵濃度以豌豆苗殘體堆肥處理 (737 mg kg⁻¹) 最高；錳濃度則以牛糞堆肥處理最高 (217 mg kg⁻¹)，並以大豆粕處理者最低 (49 mg kg⁻¹)；鋅與銅的濃度均是以豬糞堆肥處理者最多，且所有處理的銅濃度均超過我國有機農業之土壤容許值標準 (20

mg kg⁻¹)。王與羅 (2005) 之研究結果顯示，長期施用有機肥料導致由肥料外加的鈣、鎂均持續累積，而屬於重金屬的銅、鉛、鎳與鉻也有增加之情形，並以豬糞堆肥處理者之濃度顯著高於其他處理。

(二) 可溶性有機碳

在桃園改良場溫網室試驗田的水溶性有機碳濃度為 2.08 至 2.14 mg kg⁻¹ 之間 (表十八)，而各處理間並無顯著差異。由於此處試驗田位於溫室中，並無淋洗作用，因此，累積大量的可溶性有機碳。桃園改良場所使用的堆肥，其可溶性有機碳濃度在 21.1 至 26.4 mg kg⁻¹ 之間 (表三)，以大豆粕之可溶性有機碳濃度高可見大豆粕可被水萃取碳多，也表示其容易被分解，且生物可利用之程度也高。

(三) 鹽酸一階段水解氮與碳

由鹽酸一階段水解試驗土壤所得之易變動氮濃度在 1.09 至 3.54 g kg⁻¹ 之間，以大豆粕處理 (SBM) 較低，牛糞堆肥處理 (CD) 較高，而難分解氮濃度在均低於 3.34 g kg⁻¹，以豌豆苗殘體堆肥處理 (PC) 較高 (表十八)。比較各種植物原料之堆肥處理，大豆粕處理的處理易變動氮佔總氮比例高 (100%)，而豌豆苗殘體堆肥處理的易變動氮佔總氮比例低 (40%)，但由水解堆肥之結果可知，大豆粕之易變動氮庫佔總氮 79.6%，而豌豆苗殘體堆肥之易變動氮庫佔總氮的 73.4% (表三)，二者相近，因此，造成大豆粕處理的土壤之易變動氮庫接近 100%，除了因大豆粕中所含大都為易被分解之成分之外，其在土壤的轉變過程中也無法轉變成較不易分解的部分所致。比較由動物排泄物為主要原料之堆肥處理，如牛糞堆肥 (CD)、豬糞堆肥 (HD) 與雞糞堆肥 (PM) 三處理，難分解氮濃度比 PM 處理者低，顯示經由動物消化而排泄後之糞肥，含有較多易分解氮，施入土壤後使所含有的難分解氮成分較低。

表十八、桃園改良場溫網室試驗田之可溶性有機碳含量與由鹽酸水解所得之變動庫與難分解庫濃度

Table 18. Dissolved organic C, labile pools and recalcitrant pool content in the soil of TDARES determined by HCl solution hydrolysis

Treatment	DOC (mg kg ⁻¹)	Labile pool		Recalcitrant pool	
		N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)
Control	2.12 ± 0.06 a ¹	1.88 bc (60.5) ⁴	5.70 b (15.4)	1.22 ± 0.24 c (39.5) ⁴	31.40 ± 4.12 c (84.6)
CD ²	2.08 ± 0.05 a	3.54 a (64.4)	5.73 a (14.2)	1.96 ± 0.34 b (35.7)	46.57 ± 5.68 b (85.8)
HD	2.13 ± 0.06 a	2.27 b (63.1)	6.39 b (12.0)	1.33 ± 0.32 c (36.9)	47.01 ± 5.95 b (88.0)
PM	2.14 ± 0.05 a	1.71 c (55.1)	7.55 b (23.8)	1.39 ± 0.18 c (44.9)	24.25 ± 2.40 d (76.2)
SBM	2.08 ± 0.07 a	1.28 d (100)	5.85 b (40.1)	ND ³ (-)	8.75 ± 1.14 e (59.9)
PC	2.10 ± 0.08 a	1.80 c (31.8)	11.45 a (16.6)	3.34 ± 0.62 a (68.2)	57.65 ± 10.05 a (83.4)
SA	2.14 ± 0.05 a	1.09 d (35.2)	6.02 b (14.6)	2.01 ± 0.54 b (64.8)	35.18 ± 5.03 c (85.4)

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different ($P < 0.05$) using Duncan's multiple range test.
2. CD: cattle dung compost; HD: hog dung compost; PM: chicken dung compost; SBM: soybean meal; PC: pea seeding residue compost; SA: sequential application of the above five kinds of compost mentioned; Control: without fertilizer.
3. ND: no detected
4. The number in parenthesis is the ratio of labile pool to total N or C in percentage.

由鹽酸水解堆肥之資料可知，易變動氮濃度以牛糞堆肥 > 雞糞堆肥 > 豬糞堆肥 (表三)，顯示牛糞堆肥中易變動氮濃度最高，而施用牛糞堆肥處理之土壤，其易變動氮庫濃度亦高 (表十八)；但豬糞堆肥的易變動氮濃度低，而施用豬糞堆肥處理之土壤易變動氮濃度高，顯示不同之堆肥施入土壤中的變化無法由堆肥之性質完全預測。施用雞糞堆肥處理的土壤則因施入肥料量較牛糞堆肥處理與豬糞堆肥處理少，所含難分解氮的濃度亦低，但其佔總氮的比例卻高，且比豬糞堆肥和牛糞堆肥處理者高 (表十八)。周 (2006) 之研究指出，在溫室條件下栽培蔬菜且每作施肥，因無雨水之淋洗作用，任何肥料均可導致其中無機態氮的累積，然而，其累積的量則因肥料種類和施肥量密切相關。

試驗土壤之易變動碳庫濃度在 5.70 至 11.45 g kg^{-1} 之間，以未施肥之對照組處理 (Control) 者較低，豌豆苗殘體堆肥處理 (PC) 者較高 (表十八)。顯示在所有施肥處理下均能使易變動碳庫濃度增加。難分解碳庫濃度在 8.75 至 57.65 g kg^{-1} 之間，以大豆粕處理 (SBM) 者較低，豌豆苗殘體堆肥處理 (PC) 者較高 (表十八)。比較以植物為原料之堆肥處理，大豆粕處理的土壤中易變動碳比例較高 (40.1%)，豌豆苗殘體堆肥處理之比例相對較低 (16.6%)。堆肥之易變動碳庫濃度顯示，大豆粕易變動碳濃度遠高於豌豆苗殘體堆肥 (表三)，顯示大豆粕中易變動庫多，容易被生物利用而分解，而豌豆苗殘體堆肥有較多的難分解碳，使該處理之土壤所含有的難分解碳量高 (表十八)。王與羅 (2005) 亦指出，大豆粕處理之土壤，其養分累積顯著低於其他處理。由本研究結果顯示，大豆粕處理者累積之難分解碳比例最小，表示其最易被分解，且難分解碳量與其他處理有顯著差異。比較由動物排泄物為主要原料之堆肥處理，牛糞堆肥處理者易變動碳濃度顯著高於其他處理者 (表十八)，推測應是牛在消化的過程中，經過反芻，形成較易分解的有機物，在牛糞堆肥施入土壤後，能夠被礦化成易變動碳濃度較高。雞糞堆肥處理之難分解碳量較低 (表十八)，而堆肥中所含有的難分解氮比例亦低 (表三)，因此，雞糞堆肥能被生物利用的比例較高。而鹽酸水解的難分解氮與難分解碳呈顯著正相關 ($r = 0.829^{***}$) (表十九)。

表十九、桃園區農業改良場土壤酸水解後之不穩定庫與難分解庫濃度與化學性質之線性相關係數

Table 19. Linear correlation coefficients between the labile and recalcitrant pool soil chemical properties at the TDARES

	EC	TN	TC	DOC	Bray1 P	Saccharide C	Cellulose C	Polyphenol I	polyhenol II	S-N	S-C	HCl-N	HCl-C [#]
pH	-0.589***	0.431***	0.444***	0.337**	-0.849***	-0.381	-0.444	-0.225	0.303	-0.402	-0.273	-0.265*	-0.145
EC		-0.323*	-0.333*	-0.170	0.293*	0.505***	0.547***	0.514***	0.076	0.696	0.729***	0.583***	0.723***
TN			0.996***	0.108	-0.013	-0.301	-0.212	-0.170	0.216	0.096	-0.185	-0.056	-0.198
TC				0.133	0.012	0.309	-0.214	0.176	-0.225	-0.106	-0.198	0.057	-0.204
DOC					-0.284*	-0.117	-0.015	-0.000	0.184	-0.011	0.012	0.169	0.093
Bray1 P						0.165	0.323	0.053	-0.412*	0.252	0.033	0.137	-0.118
Saccharide C [#]							-0.901***	0.874***	-0.467	-0.830***	-0.803***	0.705***	-0.744***
Cellulose C [#]								0.681***	-0.413	-0.832***	-0.774***	0.737***	-0.766***
Polyphenol I [#]									0.484	0.828***	0.808***	0.743***	0.745***
Polyphenol II [#]										0.247	0.345**	0.291*	0.493***
S-N [#]											0.947***	0.120*	-0.062
S-C [#]												0.693***	-0.886***
HCl-N [#]													0.829***

*, **, *** Significant at 0.05, 0.01, 0.001 proprability level, respectively

Saccharide C, cellulose C, polyphenol I, polyphenol II: the labile pool determined by H₂SO₄ solution two step hydrolysis; S-N, S-C: the nitrogen and carbon of the recalcitrant pool in the soil determined by H₂SO₄ solution two step hydrolysis, respectively; HCl-N, HCl-C: the nitrogen and carbon of in the recalcitrant pool in the soil determined by HCl solution hydrolysis, respectively

(四) 硫酸二階段水解

1. 第一階段水解

醣之濃度在 6.61 至 13.22 g kg^{-1} 之間，以大豆粕處理者較低、豌豆苗殘體堆肥處理者較高 (表二十)。比較相同施氮量的雞糞堆肥處理與大豆粕處理之土壤可知，在相同施氮量下，二處理所能水解出的醣濃度，無顯著差異。比較施同量氮施肥的牛糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥三處理之土壤，以豌豆苗殘體堆肥處理者的醣濃度較高。由堆肥之資料可知，豌豆苗殘體堆肥的醣濃度為三種堆肥 (豬糞堆肥、牛糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥) 中的最高者 (表四)。牛糞與豬糞堆肥為動物之排泄物，在不穩定庫 I 之醣類可能已先被動物吸收。由牛糞堆肥與豬糞堆肥水解後之資料可知，此二種堆肥之不穩定庫 I 之濃度相近 (表四)，因此，動物排泄物之堆肥在水解後產物對於微生物，不若由植物殘渣所產生的堆肥易利用。

總聚酚 I 之濃度在 1.85 至 6.21 g kg^{-1} 之間，亦是以大豆粕處理者最低、豌豆苗殘體堆肥處理者最高 (表二十)。比較相同施氮量的雞糞堆肥和大豆粕處理者，以雞糞堆肥處理的總聚酚 I 顯著較高，顯示大豆粕處理中，生物難利用的總聚酚 I 含量少。比較相同施肥量的牛糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥三處理之土壤，以豌豆苗殘體堆肥處理者之總聚酚 I 顯著高於其他二種處理，顯示由植物殘體而來的豌豆苗殘體堆肥之醣與總聚酚 I 的碳濃度均高。

輪流施用五種有機肥料的 SA 處理，其土壤中醣與未施肥的 Control 處理無顯著差異，而總聚酚 I 則以 SA 處理顯著較高 (表二十)。顯示輪流施用各種肥料的土壤，在五種有機質肥料交互影響下，並無法顯著增加土壤中醣之濃度，但卻能顯著增加總聚酚 I 之濃度。

表二十、桃園改良場溫網室試驗田由硫酸二階段水解所得之易變動碳庫濃度
 Table 20. Labile C pool content in the soil of TDARES determined by two-step H₂SO₄ hydrolysis

Treatment	Labile pool I		Labile pool II	
	Saccharide C (g kg ⁻¹)	Polyphenol I (g kg ⁻¹)	Cellulose C (g kg ⁻¹)	Polyphenol II (g kg ⁻¹)
Control	8.99 ± 0.55 b ¹ (24.2) ³	3.21 ± 0.29 c (8.6)	2.33 ± 0.34 bc (6.3)	2.82 ± 0.44 bc (7.6)
CD ²	8.65 ± 0.54 b (15.9)	3.27 ± 0.29 c (6.0)	2.81 ± 0.35 b (5.2)	1.93 ± 0.03 d (3.6)
HD	8.59 ± 0.64 b (16.1)	3.37 ± 0.36 c (6.3)	2.33 ± 0.06 bc (4.4)	3.67 ± 0.78 a (6.9)
PM	6.89 ± 0.79 c (21.7)	2.72 ± 0.26 d (8.5)	1.75 ± 0.12 cd (5.5)	2.53 ± 0.52 cd (8.0)
SBM	6.61 ± 0.62 c (45.3)	1.85 ± 0.17 e (12.6)	1.08 ± 0.18 d (7.4)	2.40 ± 0.37 cd (16.4)
PC	13.22 ± 0.85 a (19.1)	6.21 ± 0.97 a (9.0)	6.79 ± 1.19 a (9.8)	3.67 ± 0.15 a (5.3)
SA	8.67 ± 0.42 b (21.0)	3.84 ± 0.36 b (9.3)	2.27 ± 0.12 bc (5.5)	3.20 ± 0.25 ab (7.8)

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different (P < 0.05) using Duncan's multiple range test.
2. CD: cattle dung compost; HD: hog dung compost; PM: chicken dung compost; SBM: soybean meal; PC: pea seeding residue compost; SA: sequential application of the above five kinds of compost mentioned; Control: without fertilizer
3. The number in parenthesis is the ratio of the labile pool to total C in percentage.

2. 第二階段水解

纖維素之濃度介於 1.08 至 6.79 g kg⁻¹ 之間，以大豆粕處理較低，豌豆苗殘體堆肥處理較高 (表二十)。相同施氮量的大豆粕與雞糞堆肥二處理之纖維素濃度無顯著差異，但以雞糞堆肥處理者之纖維素濃度稍高。比較相同施氮量的牛糞堆肥、豬糞堆肥、豌豆苗殘體堆肥三處理，以豌豆苗殘體堆肥處理者顯著較高，因其由植物殘體而來，植物體中含有多量的纖維素，同時，由堆肥水解之資料也顯示相同之結果 (表四)。牛糞堆肥處理與豬糞堆肥處理之纖維素濃度雖無顯著差異，又由堆肥水解的資料可知，牛糞堆肥與豬糞堆肥之纖維素濃度相近 (表四)，施入土壤一段時間後，牛糞堆肥處理者的纖維素濃度較豬糞堆肥處理者略高，應為牛以草類為主要食物，其排泄物中所含有的纖維素較豬糞者多所致。

總聚酚 II 之濃度介於 2.40 至 3.67 g kg⁻¹ 之間，以大豆粕處理較低、豌豆苗殘體堆肥處理較高 (表二十)。相同施氮量的大豆粕與雞糞堆肥二種處理間並無顯著差異。比較相同施氮量的牛糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥三處理，以牛糞堆肥處理者總聚酚 II 濃度顯著較低，顯示牛糞堆肥處理者，其所含有的難分解有機物較少，而能夠被生物分解之程度相對也較高；豌豆苗殘體堆肥處理者與豬糞堆肥處理者的總聚酚 II 濃度相同，而豬糞堆肥本身之總聚酚 II 濃度較豌豆苗殘體堆肥高 (表四)，在施入土壤後，豬糞堆肥卻分解較快，所以，在豌豆苗殘體堆肥處理之土壤中的總聚酚 II 含量較多，顯示不同的堆肥施入土壤中的轉變顯著不同。

比較以輪流施用五種有機肥料的 SA 處理與未施肥的 Control 處理，SA 處理的土壤所含的纖維素與總聚酚 II 濃度均少，顯示混合施用有機肥料，在各種肥料之交互作用下，將會降低原土壤在第二階段水解能

被溶出的碳濃度。

3. 難分解氮與碳之含量

難分解氮庫濃度在 0.31 至 4.47 g kg^{-1} 之間，以大豆粕處理者較低、豌豆苗殘體堆肥處理者較高，即豌豆苗殘體堆肥處理之土壤中含有較多難分解氮（表二十一）。比較相同施氮量的雞糞堆肥與大豆粕二處理之土壤難分解氮庫，大豆粕處理者難分解氮量少，佔總氮的 2.1% ，顯示有機資材施入土壤後，大豆粕比雞糞堆肥容易分解。比較相同施肥量的牛糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥處理，以豌豆苗殘體堆肥處理者顯著較高，推測與豌豆苗殘體本身所含有的難分解氮之比例，為本試驗田所使用之有機資材中最高者有關（表五）。即豌豆苗殘體中含有較高濃度的難分解氮，因而施入土壤後，雖經轉變，難分解氮濃度仍高於其他處理。而豬糞堆肥與牛糞堆肥本身之難分解氮濃度相近（表五），但施入土壤後，牛糞堆肥處理者之難分解氮較豬糞堆肥處理者高（表二十一），以鹽酸水解時亦有相同之狀況（表十八），顯示牛糞堆肥施入土壤後，對於增加難分解氮庫濃度之效力大於豬糞堆肥處理者。

表二十一、桃園改良場溫網室試驗田由硫酸二階段水解所得之難分解庫濃度
 Table 21. Recalcitrant pool content in the soil of TDARES determined by two-step H₂SO₄ hydrolysis

Treatment	Recalcitrant pool		(Saccharide C + cellulose C) / total polyphenol	Cellulose C /total carbohydrate
	N (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)		
Control	1.85 ± 0.55 c ¹ (59.8) ²	21.97 ± 5.51 cd (59.2)	1.88	0.21
CD	2.91 ± 0.79 b (52.9)	35.60 ± 9.83 b (65.6)	2.20	0.25
HD	1.72 ± 0.39 c (47.7)	31.12 ± 4.76 bc (58.3)	1.55	0.21
PM	1.59 ± 0.51 c (51.2)	16.01 ± 4.65 d (50.3)	1.65	0.20
SBM	0.31 ± 0.09 d (23.6)	4.88 ± 0.88 e (33.4)	1.81	0.14
PC	4.47 ± 0.84 a (79.8)	48.72 ± 7.97 a (70.5)	2.03	0.34
SA	2.13 ± 0.46 bc (68.7)	26.29 ± 7.08 bc (63.8)	1.55	0.21

1. Within columns, means followed by the same letter are not significantly different (P < 0.05) using Duncan's multiple range test.
2. The number in parenthesis is the ratio of recalcitrant pool to total N or C in percentage.

難分解碳庫濃度在 4.88 至 48.72 g kg⁻¹ 間，以大豆粕處理者較低、豌豆苗殘體堆肥處理者較高（表二十一）。比較相同施氮量的大豆粕與雞糞堆肥二處理之土壤，大豆粕處理者顯著低於雞糞堆肥處理者，而二種有機資材的難分解碳佔總碳之比例相近（表五），但大豆粕易被分解，在其施於土壤後，對於土壤有機質之增加影響有限，且能夠被轉換成難分解碳庫之量也較少，所能累積之難分解碳也相對較少。陳與歐 (2005) 之研究亦指出，在酸性土壤中，禽畜糞堆肥對於土壤有機質增進之效應大於大豆粕。比較相同施氮量的牛糞堆肥、豬糞堆肥與豌豆苗殘體堆肥三處理之土壤，豌豆苗殘體堆肥所含有的難分解碳濃度顯著較高，顯示由植物殘體為原料的堆肥較由動物排泄物為原料的堆肥對於土壤得難分解碳累積更有助益。而難分解碳庫之增加將會讓土壤的有機質含量增加，陳與歐 (2005) 之研究亦指出，在酸性土壤中，由植物殘體為原料的有機資材施入土壤後，對於土壤有機質增加之效應大於施用禽畜糞堆肥者。

以總碳水化合物（醣與纖維素之合）與總聚酚（總聚酚 I 與總聚酚 II 之合）的比值可知，牛糞堆肥之水解液中生物易利用之比例較大。而纖維素濃度（纖維素／總碳水化合物）則以豌豆苗殘體堆肥較多。

4. 不同碳庫大小比較

表二十與二十一顯示，醣佔總碳之比例為 15.9-45.3%，以牛糞堆肥處理者較低，大豆粕處理者較高。總聚酚 I 佔總碳之比例為 6.0-12.6%，以牛糞堆肥處理者較低，大豆粕處理者較高。顯示牛糞堆肥施入土壤後，其在第一階段能被水解之部分均低，也表示牛糞堆肥之養分釋放速率較為緩慢，而讓最易被生物利用之易變動庫 I (labile pool I) 含量較少。纖維素佔總碳之比例為 4.4-9.8%，以豬糞堆肥處理者較低，豌豆苗殘體堆肥處理者較高。總聚酚 II 佔總碳之比例為 3.6-16.4%，以牛糞

堆肥處理者較低，大豆粕處理者較高。難分解碳庫佔總碳比例為33.4-70.5%，以大豆粕處理者較低，豌豆苗殘體堆肥處理者較高。



結論

在施入不同種類氮肥的試驗中（農試所 35 號試驗田），可知施入有機肥料可提升土壤總碳含量，同時也提供多的易變動庫（labile pool）碳含量。將有機肥料併化學肥料施用，可讓土壤總碳含量比單施有機肥料累積更多，可被酸水解的易變動庫也隨之增加。施入有機肥料亦可減少可溶性有機碳之含量。不同的有機肥料處理中，生物易利用程度以 Peat+1/3 N 處理 > Comp+1/3 N 處理 > GM+1/3 N 處理。

在不同農法與輪作的試驗中（高雄改良場旗南分場），可知所有輪作均以施入有機肥料者，土壤總碳含量高，且總碳含量以單施有機肥料者 > 有機肥料與化學肥料同時施用者 > 單施化學肥料者。施有機肥料可減少可溶性有機碳含量。水旱田輪作下，以有機肥料與化學肥料同時施用者比單施有機肥料或單施化學肥料更提高鹽酸可水解之易變動氮庫含量。在所有輪作中，以單施有機肥料比單施化學肥料或有機肥料與化學肥料混施更能提高硫酸可水解碳。

在施用單一種不同有機肥料的試驗中（桃園改良場），可知在相同施氮量下，雞糞堆肥處理與豌豆苗殘體堆肥處理總碳累積較多。可溶性有機碳不受肥料種類影響。可被鹽酸水解的氮佔總氮之比例，以大豆粕處理者較高，豌豆苗殘體堆肥處理者較低。可水解部分，生物易利用之次序：牛糞堆肥處理者 > 豌豆苗殘體堆肥處理者 > 未施肥之對照組 > 大豆粕處理者 > 雞糞堆肥處理者 > 輪施=豬糞堆肥處理者。

參考文獻

- 王西華。1989。農業廢棄物在有機農業之利用。有機農業研討會專集。pp. 221-227。台中區農業改良場，台中，台灣。
- 王俊文。1997。不同氮肥對玉米及水稻生長與氮組成之影響。國立台灣大學農業化學系碩士論文，台北，台灣。
- 王斐能、羅秋雄。2005。溫室栽培下長期施用不同有機質肥料對土壤性質影響。有機肥料之施用對土壤與作物品質之影響研討會論文集。pp. 97-103。中華土壤肥料學會，台中，台灣。
- 王敏昭。1998。土壤生態變異對土壤溶液有機碳境況之影響。土壤與環境 1: 249-268。
- 王銀波、趙震慶。1995。有機與化學農法下土壤環境及養份收支之比較。八十三年度土壤肥料試驗研究成果報告(下)。pp. 491-555，台灣省政府農林廳，南投，台灣。
- 王銀波。1989。有機肥料再有機農業應用之範疇。有機農業。pp. 99-103。台灣省台中區農業改良場，台中，台灣。
- 行政院農業委員會。1987。作物施肥手冊，第四版，台灣省政府農林廳，南投，台灣。
- 周恩存。2006。不同施肥管理對土壤之磷及氮劃份之影響。國立台灣大學農業化學系碩士論文，台北，台灣。
- 吳正宗。2006。主要肥料簡介。肥料要覽(民國95年)。pp. 46-72。中華土壤肥料學會，台北，台灣。
- 何念祖、孟賜福。1987。植物營養原理。上海科學技術出版社，上海，中國。
- 林晉卿、楊秋忠、林宏鈺、黃山內。2006。三種綠肥在浸水土壤可溶性有機碳的變化。台南區農業改良場研究彙報，47: 17-30。
- 徐華盛、蔡永暉。2001。不同農耕法及輪作系統之比較研究。高雄區農業改良場研究彙報，12: 37-54。
- 徐陽春、沈其榮、茆澤聲。2002。長期施用有機肥料對土壤及不同粒集中酸解有機氮含量與分配之影響。中國農業科學，35: 403-409。
- 游逸凡。1997。施肥管理對土壤磷素狀態之影響。國立台灣大學農業化學研究所

- 碩士論文，台北，台灣。
- 陳仁炫、歐淑蕙。2005。不同有機質材之磷釋出特性及對土壤性質之影響。有機肥料之施用對土壤與作物品質之影響研討會論文集。pp. 19-46。中華土壤肥料學會，台中，台灣。
- 陳存澤。2008。不同的施肥管理對土壤化學性質、酵素活性及微生物族群結構的影響。國立台灣大學農業化學系碩士論文，台北，台灣。
- 黃東邁。1986。有基但各化學組成分在土壤中的轉化。江蘇農業學報，2:17-25。
- 黃美華。2005a。不同施肥管理對經八年水旱田輪作系統的玉米與水稻產量及營養吸收的影響。國立台灣大學農業化學系碩士論文，台北，台灣。
- 黃裕銘。2005b。作物營養及肥料。國立中興大學土壤環境科學系，台中，台灣。
- 楊秋忠。1988。泥炭的特徵及應用。土壤與肥料，313-320。
- 楊盛行、鍾仁賜、林鴻棋。1992。食品、農產廢棄物減量、資源及堆肥化之探討（第二年）。行政院環境保護署委託研究計畫報告。pp. 1-3。台北，台灣。
- 蔡永暉。2005。有機農法之地力增進與作物生產。有機肥料之施用對土壤與作物品質之影響研討會論文集。pp. 1-18。中華土壤肥料學會，台中，台灣。
- 鍾仁賜、葉美雲、張則周。1993。酸性土壤中施用有機物對作物生長及鋁錳毒害之解毒作用。台灣東部問題土壤改良研討會論文集。pp.193-217。花蓮區農業改良場，花蓮，台灣。
- 蘇俊郎。2000。兩種輪作制度下經十年連續施用不同肥料之土壤對作物生長與營養吸收的影響。國立台灣大學農業化學研究所碩士論文，台北，台灣。
- 羅秋雄。2006。綠肥作物種類與栽培要領。pp. 10-15。綠肥作物栽培利用手冊。中華肥料協會，台中，台灣。
- Alvarez, R. and C. R. Alvarez. 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 184-189.
- Anderson, J.P.E. 1982. Soil respiration. pp. 837-871. *In* A.L. Page (ed.) *Methods of soil*

- analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, USA.
- Angers, D.A. and G.R. Mehuys. 1988. Effects of cropping on macro-aggregation of marine clay soil. *Can. J. Soil Sci.* 68: 723-732.
- Asghar, M. and Y. Kanehiro. 1980. Effect of sugarcane trash and pineapple residue on soil pH, redox potential, extractable Al, Fe and Mn. *Trop. Agric.* 57:245-258.
- Barker, A.V. and G.M. Bryson. 2007. Nitrogen. pp. 32-39. *In* A.V. Barker, D.J. Pibleam (eds.) *Handbook of Plant nutrition*. Taylor and Francis, New York, USA.
- Barlett, R.J. and D.S. Ross. 1988. Colorimetric determination of oxidizable carbon in acid soil solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1191-1192.
- Beare, M.H., M.L. Cabrera, P.F. Hendrix, and D.C. Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected pools of organic matter in conventional and no-tillage ultisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 787-795.
- Beck, T., R.G. Joergensen, E. Kandeler, F. Makeschin, E. Nuss, H.R. Oberholzer, and S. Scheu. 1997. An inter-laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial biomass carbon. *Soil Biol. Biochem.* 17: 837-842.
- Blair, G.J., R.D.B. Lefroy, and L. Lise. 1995. Soil carbon fraction based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.* 46: 1459-1466.
- Bowman, R.A., M.F. Vigil, D.C. Nielsen, and R.L. Anderson. 1999. Soil organic matter changes intensively cropped dryland system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 186-191.
- Bradely, D.B. and D.H. Sieling. 1953. Effect of organic anions and sugars on phosphate precipitation by iron and aluminum as influenced by pH. *Soil Sci.* 76: 175-179.
- Brady, N.C., and R.R. Weil. 2004. Soil organic matter. pp. 353-385. *In* F. Magdoff and R.R. Weil (eds.) *Elements of the Nature and Properties of Soils*, 2nd edition. Upper Saddle River, New Jersey, USA.

- Bray, R.H. and L.T. Kurtz. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59: 39-45.
- Cambardella, C.A. and E.T. Eillott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Cambardella, C.A. and E.T. Eillott. 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 1071-1076.
- Chae, Y.M. and M.A. Tabatabai. 1986. Mineralization of nitrogen in soils amended with organic wastes. *J. Environ. Qual.* 15: 193-198.
- Chan, K.Y. 2001. Soil particulate organic carbon under different land use and management. *Soil Use Manage.* 17: 217-221.
- Chang, C., T.G. Sommerfeldt, and T. Entz. 1990. Rates of soil chemical changes with eleven annual applications of cattle feedlot manure. *Can J. Soil Sci.* 70: 673-681.
- Chang, C., T.G. Sommerfeldt, and T. Entz. 1991. Soil Chemistry after eleven annual applications of cattle feedlot manure. *J. Environ. Qual.* 20: 475-480.
- Chen, Y., and T. Aviad. 1990. Effects of humic substance on plant growth. pp. 161-186. *In P. MacCarthy et al. (ed.) Humic substance in soil and crop sciences: selected reading.* ASA and SSSA, Madison, WI, USA.
- Collins, H.P., P.E. Rausmussen, and C.L.J. Douglas. 1992. Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 783-788.
- Dick, W. 1997. Tillage system impacts on environmental quality and soil biological parameters. *Soil Tillage Res.* 41:165-167.
- Doran, J.W., A.J. Jones, M.A. Arshed, and J.E. Gilley. 1999. Determinants of soil quality and health. pp. 17-36. *In R. Lal (ed.) Soil quality and soil erosion.* Lewis

Publ., Boca Raton, FL, USA.

- Dou, F., A.L. Wright, F.M. Hons. 2008. Sensitivity of labile soil organic carbon to tillage in wheat-based cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 1445-1453.
- Drury, C.F., J.A. Stone, and W.I. Findlay. 1991. Physical separation of soil organic matter. *Agric. Ecosyst. Environ.* 34: 407-419.
- Dyer, R.H. 1984. Beverages: Distilled liquors. pp. 188. *In* Official Methods of Analysis of the Association of Official Agricultural Chemist, 14th ed. Washington D.C., USA.
- Eaton, A.D., L.S. Clesceri, and A.E. Greenberg. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. APHA, Washington D.C., USA.
- Flaig, W., H. Beutelspacher, and E. Rietz. 1975. Chemical composition and physical properties of humic substance. pp. 4-118. *In* J.E. Gieseking (ed.) *Soil Components*. Vol. 1: Organic Components. Springer-Verlag, New York, USA.
- Franzluebbers, A.J. and M.A. Arshed. 1992. Oarticulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1382-1386.
- Franzluebbers, A.J., E.M. Hons, and D.A. Zuberer. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass, and mineralizable carbon and nitrogen in sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 460-466.
- Frey, S.D., E.T. Elliott, and K. Paustian. 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biol. Biochem.* 31: 573-585.
- Ghani, A., M. Dexter, and K.W. Perrott. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 35: 1231-1243.
- Goh, K.M., Stout, J.D., B.J. O'Brien. 1984. The significance of fractionation in dating

- the age and turnover of soil organic matter. *New Zealand J. Sci.* 27: 69-72.
- Gonzalez-Prieto, S.J., and T. Carballs. 1988. Modified method for the fractionation of soil organic nitrogen by successive hydrolyses. *Soil Biol. Biochem.* 20: 1-6.
- Gregorich, E.G., M.H. Beare, U. Stoklas, and P. St-Deorges. 2003. Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils. *Geoderma* 113: 237-252.
- Hao, X., F. Fodlinski, and C. Chang. 2008. Distribution of phosphorus forms in soil following long-term continuous and discontinuous cattle manure applications. *Soil Sci. Am. J.* 72: 90-97.
- Hayanes, R.J. and R.S. Swift. 1989. The effect of pH and drying on adsorption of phosphate by aluminum-organic matter associations. *Soil Sci.* 40: 773-781.
- Holford, I.C.R. and G.E.G. Mattingly. 1975. Phosphate sorption by Jurassic Oolitic limestones. *Geoderma* 13: 257-264.
- Holland, E.A. and D.C. Coleman. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology* 68: 425-433.
- Hoyt, P.B. and R.C. Turner. 1975. Effects of organic materials added to very acid on pH, aluminum, exchangeable NH_4^+ , and crop yields. *Soil Sci.* 119: 227-237.
- Hue, N.V., I. Amien, and J. Hasen. 1989. Aluminum detoxification with green manures. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 20: 1499-1511.
- Jackson, M.L. 1958. Soluble salt analysis for soils and waters. pp. 227-271. *In* Soil Chemical Analysis. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs. N. J., USA.
- Jenkinson, D.S. 1981. The fate of plant and animal residues in soil. pp. 505-561. *In* D.J. Greenland and M.H.B. Hayes (eds.) *The Chemistry of Soil Processes*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Jokinen, R. 1981. Effect of liming on the magnesium status of some mineral soils and on the fate of fertilizer magnesium. *J. Sci. Agr. Soc. Finl.* 53: 126-137.

- Karlen, D.L., J.C. Gardner, and M.J. Rosek. 1998. A soil quality framework for evaluating the impact of CRP. *J. Prod. Agric.* 11: 56-60.
- Kaschl, A. V. Romheld, and Y. Chen. 2000. The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils. *Sci. Tot. Environ.* 291: 45-57.
- Kemper, W.D. and W.S. Chapil. 1965. Size distribution of aggregates. pp. 499-510. *In* C.A. Black (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part I- Physical and Mineralogical Properties, Including Statics of Measurement and Sampling.* Agron. Monogr. 9. ASA, Madison, WI, USA.
- Kospell, D.E. and D.A. Kospell. 2007. Copper. pp. 316-320. *In* A.V. Barker and D.J. Pibleam (eds.) *Handbook of Plant Nutrition.* Taylor and Francis, New York, USA.
- Leavitt, S.W., R.F. Follett, and E.A. Paul. 1997. Estimation of slow and fast cycling soil organic carbon pools from 6 N HCl hydrolysis. *Radiocarbon* 38: 231-239.
- Lockeretz, W. 1980. Maize yield and soil nutrient level with and without pesticides and standard commercial fertilizers. *Agron. J.* 72: 65-72.
- Leinweber, P. and H.R. Schulten. 1998. Nonhydrolyzable organic nitrogen in soil size separates from long-term agricultural experiments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 383-393.
- Li, H., H. Gao, H. Wu, W. Li, X. Wang, and J. He. 2007. Effects of 15 years of conservation tillage on soil structure and productivity of wheat cultivation in northern China. *Aus. J. Soil Res.* 45: 344-350.
- McBride, M.B. 1981. Forms and distribution of distribution of copper in solid and solution phase of soil. pp.24-45. *In* J.F. Loneragan, A.D. Robson, and R.D. Graham (eds.) *Copper in Soils and Plants.* Academic Press, New York, USA.
- McLauchlan, K.K. and S.E. Hobbie. 2004. Comparison of labile soil organic matter fraction techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1616-1625.

- McLean, E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. pp. 192-224. *In* A. L. Page (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part II. Chemical and Microbiological Properties.* Academic Press, New York, USA.
- Meek, B.D., L.E. Graham, T.J. Donovan, and K.S. Mayberry. 1979. Phosphorus availability in a calcareous soil after high loading rates of animal manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 741-743.
- Mehlich, A. 1985. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15: 1409-1416.
- Miglierna, A.M., J.O. Iglesias, M.R. Landriscini, J.A. Galantini, and R.D. Rodell. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. *Soil Till. Res.* 53: 129-144.
- Murphy, J. and J.P. Riley. 1962. A modified single solution for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta* 27: 31-36.
- Nagarajah, S. A.M. Ponser, and J.P. Quirk. 1970. Competitive adsorption of phosphate with polygalacturonate and other organic acids on kaolinite and oxide surface. *Nature* 228: 83-85.
- Neeselman, B.A., M.M. Wander, G.A. Bollero, C.W. Boast, G.K. Sims, and D.G. Bullock. 1999. Interaction of tillage and soil texture: biologically active soil organic matter in Illinois. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1326-1334.
- Nugroho, S.G. and S. Kuwatusuka. 1990. Concurrent observation of several processes of nitrogen metabolism in soil amended with organic materials. I. Effect of different organic materials on ammonification, nitrification, denitrification, and N₂ fixation under aerobic and anaerobic conditions. *Soil Sci. Plant Nutr.* 36: 215-224.
- Nugroho, S.G., S. Yoshida, and S. Kuwatusuka. 1992. Concurrent observation of several processes of nitrogen metabolism in soil amended with organic materials. V. Effects

- of long-term application of farmyard manure and nitrogen fertilizer on N cycling processes in upland field soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* 38: 619-629.
- Oades, J.M., M.A. Kirkman, G.H. Wanger. 1970. The use of gas-liquid chromatography for the determination of sugars extracted from soil by sulfuric acids. *Soil Sci. Soc. of Am. P. 34*: 230-235.
- Parson, J.W. 1981. Chemistry and distribution of amino sugars in soils and soil organisms. pp. 205-215. *In* E.A. Paul and J.N. Ladd (eds.) *Soil Biochemistry*, vol. 5. Marcel Dekker, New York, USA.
- Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole, and D.S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels on Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173-1179.
- Paul, E.A., D. Harris., M.J. Klug, and R.W. Ruess. 1999. The determination of microbial biomass. pp. 291-317. *In* G.P. Robertson (ed.) *Standard Soil Methods of Long-term Ecological Research*. Oxford Univ. Press, New York, USA.
- Paul, E.A., R.F. Follet, S.W. Leavitt, A. Halvorson, G.A. Peterson, D.J. Lyon. 1997. Radiocarbon dating for determination of organic matter soil pool sizes and dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1058-1067.
- Paul, E.A., S.J. Morris, R.T. Contant, and A.F. Plante. 2006. Does the acid hydrolysis-incubation method measure meaningful soil organic carbon pools? *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1023-1035.
- Purakayastha, T.J. L. Rudrappa, D. Singh, A. Swarup, S. Bhadaray. 2008. Long-term impact of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize-wheat-cowpea cropping system. *Geoderma* 144: 370-378.
- Reddy, D.D., A.S. Rao, and P.N. Takkar. 1999. Effects of repeated manure and fertilizer phosphorus additions on soil phosphorus dynamics under a soybean wheat

- rotation. *Biol. Fertil. Soils* 28: 150-155.
- Rhoades, J.D. 1982. Soluble salts. pp. 167-178. *In* *Methods of Soil Analysis. Part II. Chemical and Microbiological Properties*. A. L. Page (ed.) Academic Press, New York, USA.
- Rovira, P. and V.R. Vallejo. 2000. Examination of thermal and acid hydrolysis procedures in characterization of soil organic matter. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31:81-100.
- Rovira, P. and V.R. Vallejo. 2007. Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 39: 202-215.
- Sanchez, C.A. 2006. Phosphorus. pp. 53-54. *In* A.V. Barker and D.J. Pibleam (eds.) *Handbook of Plant Nutrition*. Taylor and Francis, New York, USA.
- Sbih, M., A. Ndayegamie, and A. Karam. 2003. Evaluation of carbon and nitrogen mineralization rates in meadow soils from dairy farms under transit to biological cropping systems. *Can. J. Soil Sci.* 83: 25-33.
- Schnitzer, M. 1991. Soil organic matter- The next 75 year. *Soil Sci.* 151: 41-58.
- Shuman, L.M. 1991. Chemical forms of micronutrients in soils. pp. 113-144. *In*: J.J. Mortvedt, F.R. Cox, L.M. Shuman, and R.M. Welch (eds.) *Micronutrients in Agriculture*, 2nd ed. Madison, WI, USA.
- Six, J., E.T. Elliot, and K. Paustian. 2000. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: An acid hydrolysis approach. *Geoderma* 107: 109-141.
- Six, J. E.T. Elliott, K. Paustian, and J.W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1367-1377.
- Sohi, S.P., N. Mahien, J.R.M. Arah, B. Madri, and J.L. Gaunt. 2001. A procedure for

- isolating soil organic fractions suitable for modeling. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1121-1128.
- Sposito, G. 1989. *The chemistry of soils*. pp. 42-65. Oxford Univ. Press, New York, USA.
- Stevenson, F., F.L. Walley, and C. van Kessel. 1998. Direct vs. indirect nitrogen-15 approaches to estimate nitrogen contributions from crop residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1327-1334.
- Stevenson, F.J. 1982. *Humus Chemistry*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Stevenson, F.J. 1996. Nitrogen-organic forms. pp. 1185-1200. In D.L. Sparks (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Madison, WI, USA.
- Stone, A.G., S.J. Traina, and H.A.J. Hoitink. 2001. Particulate organic matter composition and *Pythium* damping-off of cucumber. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 761-770.
- Stone, D.L., D.A. Whitney, K.A. Janssen, and J.H. Long. 1991. Soil properties after twenty years of fertilization with different nitrogen source. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 1097-1100.
- Storey, J.B. 2007. Zinc. pp. 422-423. In A.V. Barker and D.J. Pibleam (eds.) *Handbook of Plant nutrition*. Taylor and Francis, New York, USA.
- Stout, J.D., K.M. Goh, and T.A. Rafter. 1981. pp. 1-73. Chemistry and turnover of naturally occurring resistant organic compounds in soil. In E.A. Paul and J.N. Ladd (eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 5. Marcel Dekker, Inc., New York, USA.
- Swift, R.S. 1985. Fractionation of soil humic substance in soil. pp. 387-408. In G.R. Aiken (ed.) *Humic Substance in Soil, Sediment, and wWater*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Tester, C.F. 1986. Organic amendment affects of physical and chemical properties of a

- sandy soil. *Soil Sci.* 66: 601-613.
- Toor, G.S. and G.S. Bhal. 1997. Effect of solitary and integrated use of poultry manure and fertilizer phosphorus on the dynamics of P availability in different soils. *Bioresour. Technol.* 62: 25-28.
- Tzeng, J.S., T.S.C. Wang, and S.W. Li. 1998. Abiotic formation of model humic substance incorporated with indoles and pyrroles. *Taiwan Sugar Res. Inst.* 121: 7-16.
- van Kessel, J.S. and J.B. Reeves III. 2002. Nitrogen mineralization potential of dairy manures and its relationship to composition. *Biol. Fertil. Soils* 36: 118-123.
- Wander, M.M., S.J. Traina, B.R. Stinner, and S.E. Peters. 1994. Organic and conventional management effects on biologically active soil organic matter pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1130-1139.
- Wander, M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. pp. 67-102. *In* F. Magdoff and R.R. Weil (eds.) *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Washington, D.C.
- West, T.O. and W. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1930-1946.
- Willson, T.C., E.A. Paul, and R.R. Harwood. 2001. Biologically active soil organic matter fractions in sustainable cropping systems. *Appl. Soil. Ecol.* 16: 63-76.
- Works, T.S. and E. Works. 1972. Laboratory Techniques. pp. 359. *In* *Biochemistry and Molecular Biology*, vol. 2. North-Holland Publishing Company, New York, USA.
- Wright, A.L., T.L. Provin, F.M. Hons, D.A. Zuberer, and R.H. White. 2005. Dissolved organic C in soil from compost-amended bermudagrass turf. *HortSci.* 40: 830-835.
- Zhang, J., C. Song, and S. Wang. 2007. Dynamics of soil organic carbon and its fractions after abandonment of cultivated wetlands in northeast China. *Soil Tillage Res.* 96: 350-360.